



FACULTAD DE CIENCIAS

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TRABAJO DE FIN DE GRADO

<< Biodegradación de plásticos en ambientes naturales >>

Autor: Beatriz Soriano Ortega
Tutor/es: María del Carmen Fajardo Adán

<< 2020 >>



FACULTAD DE CIENCIAS

-

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES
TRABAJO DE FIN DE GRADO

<< Biodegradación de plásticos en ambientes naturales >>

Tribunal de calificación:

(Firma)

Presidente: _____

(Firma)

Vocal 1º: _____

(Firma)

Vocal 2º: _____

Calificación: _____

Fecha: _____

<< 2020 >>

Segunda Página de Memoria del Trabajo Fin de Grado**Anexo V****INFORME PARA LA DEFENSA PÚBLICA DEL TRABAJO DE FIN DE GRADO**

D/D^a CARMEN FAJARDO ADÁN, profesor/es del Departamento/s de BIOMEDICINA Y BIOTECNOLOGÍA de la UAH, como tutor/res del Trabajo de Fin de Grado en CIENCIAS AMBIENTALES de D/D^a BEATRIZ SORIANO ORTEGA titulado BIODEGRADACIÓN DE PLÁSTICOS EN AMBIENTES NATURALES

(*) Realizado en _____

(*) Dirigido por D/D^a _____

INFORMA:

☒ **FAVORABLE**

☐ **NO FAVORABLE**

Alcalá de Henares 30 de JUNIO de 2020

Firma del tutor

CARMEN
FAJARDO
ADAN
09004500T

Firmado digitalmente por CARMEN
FAJARDO ADAN 09004500T
Fecha: 2020.06.30 17:12:32 +02'00'

Fdo.: Carmen Fajardo

Firma del cotutor

Fdo.: _____

(*) Para trabajos realizados fuera de la UAH.

Resumen

Los plásticos son materiales poliméricos de alto peso molecular presentes en nuestro día a día debido a sus múltiples usos. La contaminación por plásticos se ha visto incrementada en los últimos años ocasionando graves impactos en entornos naturales terrestres y acuáticos. Ante este escenario, el aprovechamiento de la capacidad de ciertos microorganismos para degradar plásticos supone una oportunidad para reducir esta problemática. Solo considerando los denominados bioplásticos, se han identificado más de 90 tipos de microorganismos degradadores, principalmente bacterias y hongos. La biodegradación de plásticos en entornos naturales está afectada por múltiples factores como las condiciones ambientales, las características del polímero y las características de las enzimas microbianas degradativas. En relación con estas, destacan las hidrolasas, lipasas y cutinasas, por su capacidad de atacar distintos tipos de plásticos. La información existente ha evidenciado la biodegradación de determinados plásticos en sistemas acuáticos (oceánicos y fluviales) y en sistemas terrestres (compost y suelos) tanto en condiciones naturales como de laboratorio. Sin embargo, la degradación microbiana de materiales plásticos es un proceso lento y que presenta diversas limitaciones derivadas de las características intrínsecas de los plásticos como su baja biodisponibilidad y elevado peso molecular. Por ello, se han propuesto diversas estrategias para su optimización, como la modificación genética de los microorganismos o la mejora de la termoestabilidad enzimática requerida para aumentar la eficiencia del proceso. Además, datos recientes sugieren la aplicabilidad de la actividad microbiana para producir compuestos de alto valor añadido a partir de productos derivados de los procesos de despolimerización de los plásticos.

Palabras clave: plásticos, biodegradación, microorganismos, biorremediación, contaminación

Abstract

Plastics are a wide number of polymeric materials with high molecular weight that are present in our day by day because of their multiple applications. In the last decades, plastic pollution has rapidly increased, leading to harmful impacts in natural aquatic and terrestrial environments. In this scenario, the use of the ability of some microorganisms to degrade plastics becomes an opportunity to minimize this issue. More than 90 types of microorganisms able to degrade bioplastics have been identified, mainly bacteria and fungi. Plastic biodegradation in natural environments is affected by multiple factors such as the environmental conditions, the physic chemical characteristics of the polymer, and features of the microbial degradative enzymes. A wide number of enzymes has been reported to be involved in the biodegradation, such as hydrolases, lipases and cutinases, able to degrade several types of plastics. Plastic biodegradation has been found in aquatic environments (oceans and rivers) and terrestrial environments (compost and soils). However, plastic biodegradation rate is low, and this process still presents several limitations, mainly related with intrinsic properties of plastics such as low bioavailability and high molecular weight. Recently, there has been biotechnological advances for the optimization of the biodegradation process, mainly related to genetic engineering and modification of biodegradative enzymes to improve their thermostability. Additionally, new approaches are being explored to exploit the microbial activity to produce high value compounds from plastic wastes.

Keywords: plastics, biodegradation, microorganisms, biorremediation, pollution

ÍNDICE

1. Introducción.....	1
2. Materiales y métodos.....	6
3. Resultados y Discusión.....	7
3.1. Tipos de plásticos.....	7
3.2. Principales microorganismos degradadores.....	9
3.3. Etapas del proceso de biodegradación.....	12
3.4. Factores que afectan a la biodegradación.....	14
3.5. Biodegradación en diferentes ambientes naturales.....	16
3.5.1. Biodegradación en ambientes terrestres.....	16
3.5.2. Biodegradación en ambientes acuáticos.....	19
3.6. Limitaciones y perspectivas futuras para optimizar la biodegradación de plásticos.....	22
4. Conclusión.....	25
5. Bibliografía.....	26
Anexo I. Glosario de términos usados para denominar los distintos tipos de plásticos.....	43
Anexo II. Microorganismos y enzimas degradadores de plásticos.....	45
Anexo III. Biodegradación de bioplásticos en diferentes ambientes.....	49

1. Introducción

Los plásticos comprenden un amplio rango de polímeros de elevado peso molecular, procedentes mayoritariamente de diversos hidrocarburos y derivados del petróleo (Ahmed *et al.*, 2018). A lo largo de las últimas décadas, la producción y el uso de plásticos se ha ido incrementado de manera exponencial, convirtiéndose en un material esencial para la sociedad actual debido a la gran diversidad de aplicaciones que presenta.

El origen de los primeros plásticos sintéticos se remonta a principios del siglo XX con la creación de la baquelita, aunque la producción y distribución de los plásticos a gran escala no se inició hasta 1950 (Geyer *et al.*, 2017). La producción global de las materias primas de los plásticos, denominadas resinas, se ha visto incrementada desde los 2 millones de toneladas (Mt) en 1950, hasta las aproximadamente 360 Mt registradas en 2018 (PlasticsEurope, 2019). La demanda del uso de plásticos presenta una distribución heterogénea. Aproximadamente, el 60 % de los plásticos son de único uso, como los utilizados en el embalaje, los films agrícolas y los bienes de consumo desechables; un 20 % se emplea para la construcción de infraestructuras duraderas, como tuberías, revestimientos de cables y materiales de construcción, y, el 20 % restante, para bienes de consumo con una durabilidad intermedia, como aparatos electrónicos, vehículos, electrodomésticos, muebles o elementos deportivos y recreativos (PlasticsEurope, 2019).

En el contexto actual, se prevé un incremento continuado en la producción anual de plásticos en los próximos años. Este crecimiento en la demanda, se debe a las propiedades específicas que presentan estos materiales, como su gran estabilidad, flexibilidad y resistencia a la degradación, que los convierten en los materiales más propicios para utilizar en el ámbito industrial y comercial por su gran adaptabilidad. Este uso generalizado de los plásticos, junto con la carencia de una gestión adecuada de sus residuos, plantea una potencial amenaza para el medio ambiente (Ahmed *et al.*, 2018). Debido a la naturaleza recalcitrante de gran parte de estos materiales, la deposición incontrolada de plásticos en el medio ambiente genera su acumulación en el entorno, pudiendo perdurar durante décadas e incluso siglos (Al Hosni *et al.*, 2019). Según estimaciones hechas, en Europa, de las 29.1 Mt de desechos plásticos que son

recolectados anualmente, aproximadamente el 25 % termina depositándose en vertederos (PlasticsEurope, 2019).

Por tanto, a pesar de los beneficios industriales de los plásticos, estos se han convertido en una preocupación ambiental porque generan una gran variedad de efectos adversos. Por ejemplo, en el medio acuático los plásticos pueden producir impactos negativos sobre la fauna, e incluso ocasionar la muerte de aves marinas, mamíferos, peces y reptiles mediante el enredo con los residuos plásticos y la ingestión de los mismos. Esta puede ocasionar múltiples efectos nocivos en los organismos acuáticos, entre ellos la obstrucción del tracto intestinal (Gregory, 2009), la supresión del apetito (Cole *et al.*, 2015), la inhibición de la secreción de enzimas gástricas y el desequilibrio en los niveles de hormonas esteroides, ocasionando una ovulación retardada e infertilidad (Derraik, 2002). Además, los residuos plásticos pueden acumularse en el fondo marino, afectando al sector pesquero, al transporte y al turismo (Karbalaeei *et al.*, 2018).

En el medio terrestre, cuando los plásticos se depositan en el campo o en vertederos, pueden generar cambios en el pH del suelo, perturbación en la filtración del agua y en la humedad, etc. (Muhamad *et al.*, 2015). Es decir, la presencia de estos residuos puede modificar sustancialmente las propiedades fisicoquímicas de la matriz edáfica (retención de agua, pH, densidad aparente distribución de los agregados, etc.) lo cual puede afectar indirectamente a la biota terrestre. Pero, además, es necesario considerar que los residuos plásticos pueden tener efectos nocivos directos en numerosos organismos del suelo (de Souza *et al.*, 2018).

Por ejemplo, los plásticos se fabrican mediante la polimerización de monómeros junto con otros aditivos, que proporcionan las propiedades necesarias para que se formen los polímeros, les confieren determinadas características que mejoran sus propiedades mecánicas, o les protegen de la degradación. Son fundamentalmente utilizados como plastificantes, pirorretardantes, estabilizantes, antioxidantes y pigmentos. Estos aditivos también pueden ser liberados al entorno natural mediante la deposición de los materiales plásticos que los contienen, representando una amenaza para el

sistema ambiental receptor y un riesgo ecotoxicológico añadido para los organismos que habitan en él (Hermabessiere *et al.*, 2017).

Además, la exposición de los plásticos depositados en el medio a la radiación ultravioleta impulsa su fotooxidación, y junto con el viento o el oleaje, los plásticos se fragmentan en pequeñas partículas conocidas como microplásticos (MPs). Es decir, como consecuencia de la descomposición fotoquímica y mecánica de los plásticos surgen los MPs, que pueden definirse como partículas de polímeros sintéticos o fibras con diámetros menores de 5 mm. Estos MPs, junto con las partículas incluso de tamaño inferior derivadas a partir de ellos, los denominados nanoplásticos, generan gran preocupación por su potencial ecotoxicidad, capacidad de bioacumulación en los seres vivos y magnificación en la cadena trófica (Wang *et al.*, 2019). Además, los microplásticos presentan frecuentemente una superficie hidrófoba, que puede adsorber y concentrar contaminantes orgánicos, como hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas organoclorados o policlorobifenilos, y metales pesados (Wright y Kelly, 2017). Por ello, son considerados como vectores de estos contaminantes con capacidad de generar efectos adversos sobre la salud humana, ya que se traspasan a través de las cadenas tróficas (Wright y Kelly, 2017).

Hoy en día existe un consenso generalizado en que el uso actual de los materiales plásticos carece de sostenibilidad ambiental; la mayor proporción de plásticos producidos anualmente se utilizan para producir elementos de embalaje u otros productos perecederos que se desechan en el transcurso del año en el que se manufacturan (Hopewell *et al.*, 2009). En la actualidad, existen diferentes métodos para el tratamiento de los residuos plásticos, incluyendo la incineración, la deposición en vertederos y el reciclaje mecánico y químico (Peng *et al.*, 2018). El almacenamiento de estos residuos plásticos en vertederos constituye una de las estrategias más utilizadas en la mayoría de los países debido a su manejabilidad y su bajo coste. Sin embargo, esta estrategia propicia la acumulación excesiva de desechos plásticos, por lo que la incineración se plantea como un procedimiento más adecuado para reducir la demanda asociada a los vertederos, y también para reconvertir los residuos en energía. Pero la incineración, también presenta inconvenientes ligados a los

efectos ambientales desfavorables generados por los contaminantes secundarios liberados durante el proceso. Desde esta perspectiva de sostenibilidad, el reciclaje podría suponer una alternativa adecuada para reutilizar los desechos plásticos y reducir los impactos asociados a su uso (Hopewell *et al.*, 2009), aunque no se efectúa de manera eficiente. De esta forma, el reciclaje no impide que los residuos plásticos terminen depositándose en vertederos y entornos naturales (Cole *et al.*, 2011); del porcentaje total de residuos plásticos generados, únicamente el 9 % es reciclado, mientras que el 12 % es incinerado y el 79 % acumulado en vertederos (Ru *et al.*, 2020).

En este contexto, las estrategias biotecnológicas pueden ser una opción prometedora para tratar de dar solución a esta preocupación ambiental. Mediante la actividad microbiológica, principalmente de bacterias y hongos, se puede llevar a cabo la biodegradación de plásticos a través del aprovechamiento de sus enzimas y su actividad metabólica (Krueger *et al.*, 2015; Ahmed *et al.*, 2018). La biodegradación microbiológica de los plásticos consigue que las extensas cadenas poliméricas se rompan y se fragmenten en pequeñas cadenas, que pueden ser posteriormente metabolizadas obteniéndose como productos finales de la degradación dióxido de carbono (CO₂) y agua (H₂O) (Yoshida *et al.*, 2016). De esta forma, la biodegradación por microorganismos se ha postulado como una alternativa ecológica para eliminar los desechos plásticos, y en este sentido, se han realizado progresos significativos en áreas de investigación relacionadas.

Por ejemplo, con el incremento de la sensibilización acerca de la contaminación generada por plásticos, la producción de plásticos biodegradables, como el ácido poliláctico (PLA), se ha visto incrementada (Haider *et al.*, 2019). De hecho, en los últimos años, la producción de los denominados bioplásticos ha adquirido mucha atención entre la comunidad científica debido a su potencial mayor biodegradabilidad. En realidad, los plásticos biodegradables incluyen tanto plásticos de origen biológico sintetizados a partir de biomasa y recursos renovables, como el PLA y el polihidroxialcanoato (PHA), o los plásticos producidos a partir de combustibles fósiles, incluidos los plásticos alifáticos como el polibutíleno succinato (PBS), que también pueden ser utilizados como sustrato por microorganismos. Sin embargo, a pesar de que su tasa de

producción se haya incrementado, el uso de plásticos biodegradables se ve limitado por su mayor coste, escasa durabilidad, presentar peores propiedades mecánicas, y por la falta de compatibilidad con los equipos existentes y los sistemas de gestión del final de la vida útil (Laycock *et al.*, 2017; Wei y Zimmermann, 2017), aunque se estén investigando soluciones técnicas para superar las limitaciones mencionadas. Además, no todos los llamados bioplásticos derivados de recursos renovables son fácilmente biodegradables. Estos también pueden persistir en el medio ambiente durante mucho tiempo dependiendo de factores abióticos locales que dificulten su descomposición y posterior biodegradación (Wei y Zimmermann, 2017).

La biodegradación de plásticos llevada a cabo por microorganismos presenta la ventaja de no generar contaminantes secundarios, como sucede con otros tipos de procedimientos, como los tratamientos físicos y químicos de los plásticos. (Moharir y Kumar, 2019). Sin embargo, el proceso de biodegradación de los materiales plásticos en el medio ambiente es complejo, resultado de una combinación de muchos factores abióticos y bióticos (Mueller, 2006; Lucas *et al.*, 2008; Sivan, 2011). Este proceso depende, por ejemplo, de la estructura química, longitud, o cristalinidad del polímero, o de factores ambientales propios del entorno en el que se encuentren, tales como pH, la temperatura, la humedad o el contenido de oxígeno.

Se han identificado cada vez más microorganismos que tienen la capacidad de degradar plásticos que se habían considerado tradicionalmente resistentes a la biodegradación (Gan y Zhang, 2019). De hecho, investigaciones recientes apuntan a que la capacidad de biodegradación de los plásticos por microorganismos está más extendida en la naturaleza de lo que pensábamos (Danso *et al.*, 2019). Se asume que los polímeros más grandes se degradan inicialmente por exoenzimas secretadas por microorganismos en subunidades más pequeñas que pueden incorporarse a las células microbianas. Una vez en el interior celular, ya sean los oligómeros o los productos de degradación de estos, se canalizan a través de las vías de degradación clásicas para producir energía y/o ser utilizados en procesos de biosíntesis (Danso *et al.*, 2019). Pero, además, recientemente se ha propuesto que los productos derivados de los procesos de despolimerización de los plásticos podrían explotarse para la

biosíntesis de otros productos químicos de alto valor. Por tanto, el metabolismo microbiano podría también considerarse como una vía de re-valorizar los residuos plásticos, encuadrándose esta estrategia dentro de los objetivos de economía circular, que incluye aquellos en los que productos de desecho puedan reutilizarse y reintroducirse de manera segura y sostenible en los ecosistemas naturales.

Así pues, en las últimas décadas se ha puesto el foco en el desarrollo de tecnologías que utilicen diferentes rutas microbianas para la degradación de plásticos (Moharir y Kumar, 2019). Sin embargo, a pesar del interés que suscita el tema, todavía no hay suficiente información acerca de esos procesos y, por ejemplo, el estudio de la maquinaria genética subyacente está muy rezagado. Por otra parte, la biodegradación microbiana de plásticos presenta restricciones, es generalmente considerado un proceso lento, y el porcentaje de polímeros plásticos biodegradables con aplicabilidad industrial es bajo, debido a su complejidad estructural y a la carencia de una información completa sobre las condiciones óptimas para llevar a cabo una biodegradación rápida (Ahmed *et al.*, 2018).

En base a lo anteriormente expuesto, el objetivo del presente trabajo es realizar una revisión bibliográfica recopilando información científica acerca de la biodegradación de materiales plásticos llevada a cabo por microorganismos en diferentes ambientes naturales, haciendo especial hincapié en las enzimas y microorganismos responsables de la degradación de los diferentes tipos de polímeros, en las limitaciones de dicho proceso y en el uso de la biotecnología para su optimización, así como en la potencial utilidad de la actividad microbiana para la revalorización de los residuos plásticos.

2. Materiales y métodos

Se ha llevado a cabo una búsqueda documental de manera on-line a través de los servidores de la Biblioteca de la UAH (BUAH), mediante los apartados catálogo y recursos-e, que permiten el acceso a todo el material publicado disponible y a las distintas bases de datos.

Para realizar una revisión exhaustiva se han utilizado las siguientes bases de datos: PubMed, Web of Science, Scopus y Science Direct. Los resultados obtenidos se acotaron filtrando la búsqueda por: palabras claves, año de

publicación y disponibilidad del texto. Para seleccionar las publicaciones se han tenido en cuenta además requisitos como: i) tema y contenido adecuado al objetivo de este trabajo; ii) índice de impacto de la revista de publicación; iii) año de publicación. De todos los artículos seleccionados en base a los criterios mencionados, se han utilizado las 143 publicaciones que se recogen en la bibliografía presentada.

3. Resultados y Discusión

3.1. Tipos de plásticos

Los plásticos se pueden clasificar en función de su comportamiento al ser calentados como termoestables, elastómeros o termoplásticos, y este comportamiento, a su vez, depende de la estructura interna del plástico (PlasticsEurope, 2020). Dentro de una misma categoría, hay una infinidad de subproductos con características específicas, que determinan el potencial uso que pueda darse a cada uno de estos materiales. En el Anexo I, se presenta un glosario de términos con todas las abreviaturas de los plásticos mencionados en este trabajo.

Podemos además clasificar los plásticos en función de la materia prima que se utilice para su fabricación (Figura 1). Como hemos mencionado con anterioridad, los llamados bioplásticos son mayoritariamente biodegradables en la naturaleza, y son derivados de recursos renovables, sintetizados por organismos (plantas, animales y microorganismos) utilizando para ello diferentes biomoléculas como polisacáridos (almidón, celulosa, lignina y quitina), proteínas (gelatina, caseína, gluten, seda, y lana) y lípidos (aceites vegetales y grasas animales) (Song *et al.*, 2009). El término bioplástico, suele ser confuso y empleado de manera incorrecta, ya que el prefijo “bio” no significa necesariamente que sea un material biodegradable, dado que únicamente hace referencia al origen de la materia prima empleada para su producción (Tokiwa *et al.*, 2009). Por otro lado, los plásticos sintéticos, también conocidos como materiales petroquímicos, son materiales procedentes de los combustibles fósiles y, en concreto, el 80 % de los plásticos utilizados a nivel global pertenece a este grupo (Urbanek *et al.*, 2018). La degradación de la mayoría de estos plásticos sintéticos en la naturaleza suele ocurrir a un ritmo lento (Devi *et al.*, 2016). Los plásticos derivados del petróleo pueden

clasificarse en dos grupos en función de su capacidad de biodegradación. Por un lado, existe un grupo de plásticos que experimentan biodegradación, como los poliésteres alifáticos, el PCL, el PES, el PU y acrilato. Es decir, algunos plásticos producidos a partir de combustibles fósiles también pueden ser utilizados como sustrato por microorganismos (Emadian *et al.*, 2017). Por otro lado, hay otro grupo conformado por plásticos sintéticos recalcitrantes, es decir muy resistentes a la biodegradación, como el PE, PP, el PS y el PVC. Sin embargo, a pesar de su carácter recalcitrante, recientemente se ha descrito un ataque por parte de comunidades microbianas capaces de degradar algunos plásticos pertenecientes a este último grupo (Raddadi y Fava, 2019).

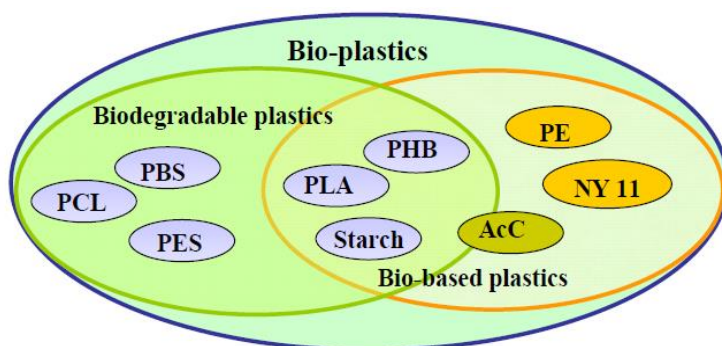


Figura 1. Tipos de bioplásticos (Tokiwa *et al.*, 2009).

Así pues, basándose en criterios biodegradabilidad, los plásticos se clasifican en dos grupos:

Plásticos no biodegradables o recalcitrantes: Incluyen plásticos procedentes de combustibles fósiles y algunos bioplásticos procedentes de fuentes de energía renovables (Khanna y Srivastava, 2005; Sudesh e Iwata, 2008). Este grupo se caracteriza por presentar un elevado peso molecular, lo que les aporta una elevada estabilidad y, por tanto, no entran fácilmente en los ciclos de degradación ocurrientes en la biosfera. Son la mayoría de los plásticos convencionales más utilizados en la actualidad, y no se consideran biodegradables porque no son susceptibles de experimentar el proceso de degradación completo, o bien porque este se produce a un ritmo demasiado lento (Ahmed *et al.*, 2018).

Plásticos biodegradables: En este grupo, se incluyen los bioplásticos y algunos plásticos sintéticos, aunque la mayoría de ellos son muy resistentes al proceso biodegradativo. Según la IUPAC, los polímeros biodegradables se definen

como “polímeros susceptibles a la degradación mediante actividad biológica acompañada de una reducción de su masa” (Haider *et al.*, 2019).

3.2. Principales microorganismos degradadores

A medida que avanzan las investigaciones relacionadas con la biodegradación de plásticos, se ha evidenciado un incremento en la identificación de microorganismos capaces de degradar estos compuestos. La biodegradación de plásticos, tal y como describiremos a continuación, implica dos fases: una despolimerización inicial y una degradación final de las moléculas más pequeñas formadas. Para ello los microorganismos secretan o utilizan diferentes enzimas, cada una de ellas involucradas en las distintas fases. Se han enumerado varios grupos de microorganismos y de enzimas responsables de la degradación de diferentes polímeros plásticos, aunque hasta la fecha, únicamente se han descrito 79 de ellas (Gan y Zhang, 2019), de manera que, aún hoy, no se conocen la mayoría de las enzimas microbianas involucradas en el proceso de degradación (Tabla 1, Anexo II). La naturaleza y la actividad catalítica de las diferentes enzimas implicadas en la biodegradación varían en función de la especie microbiana y de la cepa utilizada (Sivan, 2011).

Los microorganismos, principalmente bacterias y hongos, producen enzimas extracelulares que permiten la degradación de diversos bioplásticos y plásticos sintéticos (Shah *et al.*, 2014). Estos microorganismos pueden crecer en diferentes condiciones y específicamente bajo condiciones de estrés, lo que puede estar directamente relacionado con el uso de esos polímeros de carbono como fuente de energía, además de degradarlos (Ghosh *et al.*, 2013). Según la revisión publicada recientemente por Emadian *et al.* (2017), se han identificado más de 90 tipos de microorganismos relacionados con la biodegradación de bioplásticos, entre ellos aerobios, anaerobios, bacterias fotosintéticas, arqueas y eucariotas, localizados principalmente en ecosistemas terrestres. En estos ambientes, los grupos más comunes son actinobacterias como *Amycolatopsis*, *Actinomadura*, *Nonomuraea* y *Streptomyces*, bacterias como *Thermoactinomyces*, *Laceyella*, *Paenibacillus*, *Pseudomonas*, *Bacillus* y *Bulkholderia*, y hongos como *Aspergillus*, *Fusarium* y *Penicillium*. En ambientes acuáticos, marinos y fluviales, las bacterias son el principal grupo de microorganismos biodegradadores de plásticos, destacando géneros como

Pseudomonas, *Bacillus*, *Alcanivorax*, *Tenacibaculum*, *Leptothrix*, *Enterobacter*, *Variovorax* y *Gracilibacillus*; aunque menos frecuentemente, también se han aislado especies de actinomicetos como *Actinomyces* y *Streptomyces*.

En la degradación de los plásticos intervienen un conjunto de diferentes enzimas como las esterasas, lipasas o cutinasas (Wilkes y Aristilde, 2017). Estas tres son importantes porque muchos plásticos son poliésteres, cuya biodegradación está catalizada por estas enzimas, capaces de romper enlaces éster (Bornscheuer, 2002). Por el contrario, otras enzimas como las proteasas parecen estar únicamente involucradas en la degradación de algunos plásticos, como es el caso del PLA (Gan y Zhang, 2019), donde, tras la intervención de una enzima despolimerasa, la serina proteasa degrada el polímero en compuestos de reducido peso molecular (Qi *et al.*, 2017). Estas enzimas se han aislado de varios microorganismos como *Amycolatopsis*, *Saccharothrix* y *Pseudonocardia* (Gan y Zhang, 2019).

Las lipasas se han relacionado con la degradación de distintos plásticos (Figura 1, Anexo II), como el PCL y PEA, llevada a cabo por *Rhizopus arrhizus* (Bhardwaj *et al.*, 2013), el PBS por parte de *Pseudomonas aeruginosa* (Haider *et al.*, 2019), o el PUR por parte de *Pseudomonas fluorescens* (Wilkes y Aristilde, 2017). Las esterasas participan en la degradación de muchos plásticos, como el PUR llevada a cabo por el hongo *Curvularia senegalensis* y la bacteria *Comamonas acidovorans* (Ru *et al.*, 2020), el PES por parte de *Pseudomonas* sp. AKS2, y el PET y el PU por parte de *Pseudomonas fluorescens* (Wilkes y Aristilde, 2017). Las cutinasas de hongos como *Fusarium solani* pueden degradar plásticos como el PCL (Murphy *et al.*, 1996), el PLA por parte del hongo *Cryptococcus* sp. (Tokiwa y Calabia, 2006), el PBS y el PBSA por parte del hongo *Pseudomyza antártica*, y el PTT por parte de *Thermobifida fusca* (Shah *et al.*, 2014).

Otras enzimas destacables son las enzimas denominadas genéricamente como despolimerasas, y en el caso del PHA, son las únicas enzimas descritas involucradas en su degradación (Figura 1, Anexo II). En este caso, intervendrían bacterias como *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Streptomyces*, *Amycolatopsis*, *Saccharothrix* y *Pseudonocardia*, que utilizan tanto despolimerasas intracelulares como extracelulares (Gan y Zhang, 2019), y

hasta 95 géneros de hongos de los filos *Ascomycetes* (18 géneros), *Basidiomycetes* (46), *Deuteromycetes* (26), *Mastigomycetes* (1), *Myxomycetes* (2) y *Zygomycetes* (2) (Jendrossek *et al.*, 1996). Las despolimerasas también son capaces de degradar otros plásticos como el PHB por parte de *Rhodospirillum rubrum* (Tokiwa y Calabia, 2004), y el PCL por parte de *Streptomyces thermoviolaceus* (Chua *et al.*, 2013).

En el caso concreto del PET, uno de los polímeros sintéticos más abundantes y estudiados, se ha descrito la participación de diversas hidrolasas, lipasas, cutinasas y esterases microbianas en su degradación. Esta degradación está limitada a bacterias de los filos *Firmicutes* y *Actinobacteria* (Herrero Acero *et al.*, 2011), como los géneros *Thermonospora* y la especie *Thermobifida fusca*, de la que se ha evidenciado una degradación mediada por hidrolasas del 50% en peso del PET en 3 semanas (Müller *et al.*, 2006). Otra bacteria destacable, muy estudiada en la degradación de este polímero, es *Idionella sakianensis*, de la que se identificó una enzima hidrolasa termolábil, denominada IsPETasa, que actúa mejor en condiciones mesófilas (Yoshida *et al.*, 2016). Además de enzimas microbianas, se ha descrito que cutinasas fúngicas de especies como *Fusarium solani* y *Thermomyces insolens* causaron una pérdida de peso de un film de PET del 5 % y el 97 %, respectivamente (Ronkvist *et al.*, 2009).

Así mismo, la degradación de PE se ha asociado con un gran número de géneros bacterianos, destacando tanto especies gramnegativas (*Pseudomonas*, *Ralstonia* y *Stenotrophomonas*), como grampositivas (*Rhodococcus*, *Staphylococcus*, *Streptomyces* o *Bacillus*). Además, se han identificado diversos géneros de hongos implicados en la degradación de PE, incluyendo *Aspergillus* (Sen y Raut, 2015), *Cladosporium* (Bonhomme *et al.*, 2003) o *Penicillium* (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2002). No obstante, a pesar de la variedad de microorganismos degradadores de PE descritos, solo se han identificado cuatro enzimas microbianas involucradas en este proceso (Ru *et al.*, 2020).

Sin embargo, a pesar del gran número de microorganismos que se han relacionado con la degradación de plásticos, no existe evidencia de que estos residuos puedan considerarse como la principal fuente nutricional de dichos microorganismos, de manera que, probablemente muchas de las enzimas

microbianas descritas no se sintetizan específicamente para llevar a cabo la despolimerización de los plásticos sintéticos, sino que sea un proceso cometabólico (Gan y Zhang, 2019). Así pues, el conocimiento de los mecanismos, condiciones y organismos implicados en los procesos de biodegradación de estos contaminantes persistentes en el medio ambiente es limitado, y por tanto, el uso de los microorganismos como alternativa biotecnológica para la gestión sostenible de estos residuos constituye aún hoy en día un desafío específico.

3.3. Etapas del proceso de biodegradación

En general, la degradación de polímeros está influenciada tanto por factores abióticos como bióticos, siendo los primeros parámetros como el estrés mecánico, la luz o la temperatura, entre otros, y los últimos, los relacionados con la intervención de microorganismos como hemos descrito anteriormente. Las transformaciones abióticas en la mayoría de los casos, debilitan la estructura del polímero, por lo que estos parámetros actúan como factores sinérgicos y como iniciadores del proceso de biodegradación (Lucas *et al.*, 2008). Según la revisión realizada por estos autores la biodegradación, entendida como “la descomposición de sustancias mediante la acción microbiológica que conlleva el reciclado de carbono, la mineralización de compuestos orgánicos a CO₂ y H₂O, y la generación de nueva biomasa”, de los materiales poliméricos incluye las siguientes fases (Figura 2):

- a) Biodeterioro: Consiste en una degradación superficial que modifica las propiedades físicoquímicas del material. Es el resultado de la acción combinada de comunidades microbianas que forman biopelículas en la superficie o en el interior de los plásticos, y que, junto con otros factores abióticos, fragmentan los materiales biodegradables. El desarrollo de diferentes especies microbianas incrementa el biodeterioro, facilitando la producción de moléculas más simples que actúan como fuente de carbono y de nitrógeno, o como factores de crecimiento para los microorganismos. Las especies microbianas forman una biopelícula en la superficie del material debido a la secreción de una matriz polimérica compleja que se infiltra en las estructuras porosas, alterando su tamaño, y cambiando el contenido de humedad. Además, desde un

punto de vista químico, los polímeros extracelulares secretados por los microorganismos pueden actuar como surfactantes que facilitan el intercambio entre las fases hidrofílicas e hidrofóbicas, favoreciendo así, la entrada de nuevas especies microbianas.

- b) Despolimerización: En esta fase se secretan agentes catalíticos, como enzimas o radicales libres, por parte de los microorganismos para descomponer las moléculas poliméricas en monómeros u oligómeros, reduciendo progresivamente su peso molecular. La secreción de despolimerasas sucede principalmente al final de la fase de crecimiento exponencial, y se ve limitada en presencia de una fuente de carbono soluble, mientras que el agotamiento de los nutrientes promueve la síntesis de estas (González García *et al.*, 2013).
- c) Asimilación: Sucede cuando ciertas moléculas de los fragmentos poliméricos son reconocidas por los receptores de las células microbianas y pueden atravesar la membrana plasmática. Otras sustancias en cambio, se mantienen en el medio externo circundante y pueden experimentar diversas modificaciones. Las sustancias que llegan al citoplasma son integradas en el metabolismo microbiano para producir energía, nueva biomasa, vesículas de almacenamiento y numerosos metabolitos primarios y secundarios. Dentro de la célula, las moléculas transportadas son oxidadas mediante rutas catabólicas conduciendo a la producción de adenosina trifosfato (ATP) y de elementos constituyentes de la estructura celular. La asimilación permite que los microorganismos sean capaces de crecer y de reproducirse mientras consumen substratos nutritivos procedentes del medio ambiente.
- d) Mineralización: En esta fase algunos metabolitos simples y complejos son mineralizados excretando al medio circundante compuestos como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), agua (H₂O) o nitrógeno (N₂).

Así pues, los microorganismos ejercen diferentes mecanismos de acción sobre los plásticos para degradarlos. Por un lado, pueden llevar a cabo una acción directa, en la que los plásticos al deteriorarse sirven de sustancia nutritiva para el crecimiento de los microorganismos. Por otro lado, pueden ejercer una

acción indirecta, en la que la influencia de los productos metabólicos liberados acelere la degradación (Ghosh *et al.*, 2013).

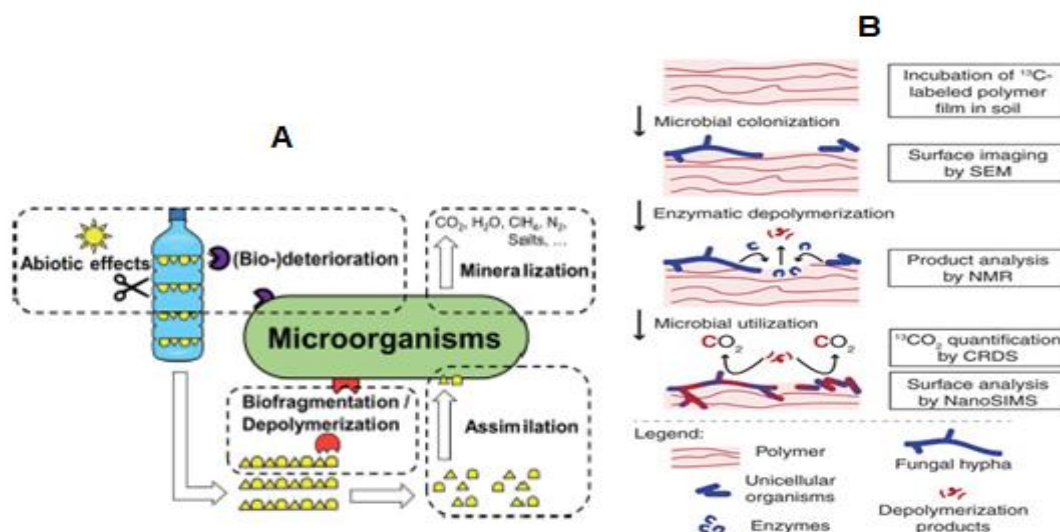


Figura 2. A) Fases del proceso general de biodegradación de plásticos (Lucas *et al.*, 2008). B) Pasos claves en la biodegradación de polímeros (Zumstein *et al.*, 2018).

A pesar de todo, la naturaleza sólida de los plásticos hace que tengan una biodisponibilidad extremadamente baja, y únicamente una pequeña fracción polimérica se ve realmente expuesta a organismos potencialmente degradadores. Por ello, los plásticos constituyen sustratos de crecimiento pobres, incluidos aquellos que contienen en su estructura elementos biodegradables como grupos amida y enlaces éster (Krueger *et al.*, 2015). Además, dado que son materiales muy recientes, hay que considerar el período de tiempo tan corto al que llevan expuestos los ambientes naturales a los residuos plásticos, y por ello, la naturaleza no ha tenido suficiente tiempo para desarrollar enzimas altamente eficientes (Danso *et al.*, 2019). Por lo general, la degradación microbiológica de los plásticos se produce a un ritmo muy lento puesto que su elevado peso molecular, la presencia de enlaces covalentes C-C, y su superficie hidrófoba, les convierte en materiales resistentes al ataque microbiano (Danso *et al.*, 2019).

3.4. Factores que afectan a la biodegradación

Existen gran variedad de factores que afectan a la biodegradación microbiana de materiales plásticos:

Condiciones ambientales: la humedad puede afectar a la degradación de estos polímeros ya que supone un factor esencial para el crecimiento de microorganismos. La velocidad de degradación aumenta cuando existe la humedad necesaria para la acción microbiana. Por otro lado, la hidrólisis, que tiene un papel fundamental en la biodegradación de ciertos polímeros, es una reacción en la que intervienen moléculas de agua y el grupo funcional presente en el enlace químico, y está determinada por la concentración de ambos reactivos (Göpferich, 1996). Las condiciones de humedad favorecen el proceso de hidrólisis generando más reacciones de rotura de cadenas poliméricas e incrementando el grado de biodegradación (Ahmed *et al.*, 2018).

El pH puede también alterar el ritmo de las reacciones de hidrólisis que se dan en algunos polímeros hidrolizables. Los productos de degradación de ciertos polímeros pueden modificar las condiciones de pH afectando al crecimiento microbiano y alterando el ritmo al que se produce la biodegradación, y al revés.

Respecto a la temperatura, los plásticos que presentan un punto de fusión muy elevado son menos susceptibles a ser biodegradados. Además, el potencial enzimático se ve ampliamente reducido con el aumento de la temperatura (Ahmed *et al.*, 2018). Tanto la hidrólisis como la actividad microbiana se ven incrementadas con el aumento del contenido de humedad y de temperatura, pero si esta última excede el óptimo, la actividad microbiana se ralentiza o se detiene (Kijchavengkul y Auras, 2008).

Características de las enzimas: como hemos detallado anteriormente, determinadas enzimas tienen la capacidad de degradar una gran variedad de polímeros diferentes (Ahmed *et al.*, 2018). Las enzimas por lo general actúan principalmente a temperaturas moderadas y bajas, y a pH neutro (Haider *et al.*, 2019).

Características del polímero: polímeros con peso molecular elevado presentan también una longitud de cadena más larga, por lo que existen más enlaces que necesitan romperse para reducirlo a estructuras más simples que puedan ser absorbidas por las células y consumidas por los microorganismos. A medida que el peso molecular se incrementa, también lo hace el grado de cristalinidad, otro factor crucial en la biodegradación, puesto que es un indicador del grado del orden estructural presente y, por tanto, de la estabilidad estructural y

flexibilidad del polímero. Las enzimas principalmente atacan las regiones amorfas de un polímero, mientras que las regiones cristalinas son más resistentes al ataque enzimático; la biodegradabilidad se ve favorecida cuando el grado de cristalinidad es menor (Tokiwa *et al.*, 2009).

Por otro lado, los polímeros que presentan un gran área superficial son degradados con mayor rapidez que aquellos que presentan un área superficial pequeña (Ahmed *et al.*, 2018).

Por último, el tipo de enlace químico que forma la estructura polimérica determina el ritmo al que se produce la hidrólisis. Los enlaces anhídridos éster y amidas son los más reactivos y por tanto los más fáciles de romper (Göpferich, 1996).

3.5. Biodegradación en diferentes ambientes naturales

La biodegradación de los polímeros plásticos en entornos naturales puede variar mucho en función del ambiente donde se encuentren, dado que como hemos señalado, la biodegradación es un proceso dependiente de factores bióticos (la presencia de microorganismos degradadores) y abióticos, como la temperatura, el pH, la humedad, el contenido de oxígeno o la luz, parámetros que varían entre diferentes ambientes. Teniendo en cuenta que los plásticos comprenden una gran variedad de materiales distintos, y ante la imposibilidad de abordar un estudio completo de todos los tipos de plásticos, se evaluará la información existente sobre la biodegradación de algunos de los plásticos sintéticos más demandados (el PE o el PET) y de ciertos bioplásticos.

3.5.1. Biodegradación en ambientes terrestres

- Compost

El compostaje es un proceso en el que la materia orgánica es transformada en CO₂ y en humus mediante la actividad de un grupo de microorganismos (Emadian *et al.*, 2017). Existe una definición más concreta establecida por la Sociedad Americana para Pruebas y Materiales, en la que un plástico compostable es definido como “un plástico que experimenta degradación y procesos biológicos para producir CO₂, H₂O, compuestos inorgánicos y biomasa a un ritmo constante junto con otros materiales compostables, y que no deja residuos visualmente distinguibles ni tóxicos” (ASTM D6400-04, 2004).

Por tanto, un plástico compostable es biodegradable, pero no todos los plásticos biodegradables son compostables (Kale *et al.*, 2007b). La descomposición es realizada principalmente por microorganismos mesofílicos y termofílicos, incluyendo como hemos indicado, bacterias, hongos y actinomicetos, que utilizan carbono como fuente de energía y para la construcción de estructuras celulares (Biernbaum y Fogiel, 2004).

En la actualidad, algunas investigaciones apuntan a que determinados envases plásticos, principalmente biopolímeros, pueden ser degradados, como sucede con botellas de plástico hechas con PLA y con los films de Ecoflex, en condiciones de compostaje (58 °C y 60 % humedad) transcurrido un período de tiempo de 30 y 60 días, respectivamente (Kale *et al.*, 2007b). Sin embargo, otros trabajos señalan una biodegradación mucho más lenta de estos bioplásticos (PLA) en condiciones mesófilas (Rudnik y Briassoulis, 2011). Con el fin de aumentar la biodegradabilidad de los bioplásticos en un entorno de compostaje, se han hecho diferentes pruebas adicionando distintos materiales como azúcar soluble, proteínas, maíz, desechos animales, etc., como material compostable, encontrando, en general, una mejora en la tasa de biodegradación de los bioplásticos testados (Emadian *et al.*, 2017). Algunos trabajos llevados a cabo en la degradación de bioplásticos en el ambiente terrestre se recogen en la Tabla 1 (Anexo III). Recientemente, algunos fabricantes afirman la compostabilidad de algunos plásticos sintéticos como las polioleofinas, mediante el uso de aditivos que aceleran la oxidación y, por ende, la biodegradación. Los aditivos prodegradantes controlan el proceso conocido como oxo-biodegradación, siempre que exista una fuente de oxígeno y la presencia natural de microorganismos degradadores. Los principales plásticos utilizados en dicho proceso son láminas de acolchado plástico de PE utilizadas en las prácticas agrícolas. Estos polímeros están teóricamente diseñados para degradarse y fragmentarse por completo en un periodo de tiempo de entre 90 y 120 días. Después, el 60 % se mineralizará en un plazo de 12 a 24 meses en una instalación de compostaje, pudiendo ser posteriormente utilizado como enmienda orgánica en suelos agrícolas (Kale *et al.*, 2007b).

- Suelo

Muchos ambientes terrestres contienen una gran biodiversidad de microorganismos, lo que permite que la biodegradación de plásticos sea más probable que en otros ambientes naturales (Emadian *et al.*, 2017). En general, la mayoría de los compuestos alifáticos podrían ser mineralizados por un número considerable de microorganismos aerobios y anaerobios distribuidos en diferentes ambientes terrestres, al contrario que los compuestos aromáticos, más resistentes a la biodegradación (Müller *et al.*, 2001). La proporción de biomasa de hongos en el suelo excede a la de bacterias, por lo que los hongos pueden desempeñar un papel fundamental en la degradación de plásticos en estos ecosistemas (Kim y Rhee, 2003). En la literatura la mayoría de los estudios en suelos se centran en la biodegradabilidad de bioplásticos tipo PLA y PHA (Tabla 1, Anexo III).

En función del tipo de suelo, la biodegradación de un mismo plástico puede diferir considerablemente. Por ejemplo, se ha descrito que el 98 % de las películas de PHA se degradaban en un suelo en Hoa Lac (Vietnam), mientras que las mismas películas perdieron solo el 47 % de su peso en otro suelo de una zona cercana (Dam Bai), estando relacionada la diferencia encontrada con la diferencia de pH entre ambos sistemas (Boyandin *et al.*, 2013). Igualmente, hay estudios donde se ha evaluado la biodegradación de bioplásticos de PLA en suelo en condiciones de campo reales mediterráneas, encontrándose que el proceso de biodegradación era muy lento, probablemente debido a la temperatura baja de estos sistemas en condiciones reales (Rudnik y Briassoulis, 2011; Emadian *et al.*, 2017).

En el sector agrícola, los desechos de los bioplásticos como el PBS, PBSA y PLA, se depositan en el suelo, donde se ha probado su degradación (16.8 %, 24.4 % y 13.8 %, respectivamente) llevada a cabo por parte de diversos microorganismos en un período de tiempo de tan solo 28 días. Estos bioplásticos se degradaron con mayor rapidez que otro plástico comercial, el PA66, un material muy recalcitrante de origen petroquímico que no experimentó ningún cambio durante este período (Adhikari *et al.*, 2016). Sin

embargo, existen otros estudios en los que se pone en duda el impacto que puedan tener estos residuos plásticos en agrosistemas. Por ejemplo, Qi *et al.* (2018) estudiaron el efecto de residuos de plásticos de PE de baja densidad y de una película plástica biodegradable elaborada a base de almidón en suelos donde se cultivaba trigo, determinando que los residuos de macro y microplásticos generados tenían un fuerte efecto sobre el crecimiento de la planta; el acolchado de plástico biodegradable mostró efectos negativos más fuertes en comparación con el PE. En general, y de forma similar a lo anteriormente descrito, se ha demostrado que la biodegradación de plásticos en suelos, en particular de bioplásticos, aumenta con la adición de compuestos como residuos de fermentación de patatas, restos de frutas, etc. (Harmaen *et al.*, 2015; Wei *et al.*, 2015). Paralelamente, la tasa de degradación de los bioplásticos muestra una relación proporcional con la biomasa de microorganismos del suelo, por lo que la riqueza de microorganismos, asociada con una mayor fertilidad de este sistema, supone un factor de eficiencia en la biodegradación de plásticos. Por ello en función del ambiente, del tipo de suelo y de su riqueza microbiológica, la tasa de biodegradación de plásticos se verá más o menos favorecida (Adhikari *et al.*, 2016).

En relación con los plásticos de origen petroquímico varios estudios han investigado la degradación del PE en suelos por parte de hongos, como *Phanerochaete chrysosporium* (Orhan y Büyükgüngör, 2000), *Aspergillus niger* (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2002; Manzur *et al.*, 2004) u otras especies del género *Aspergillus*, incluyendo *A. terreus*, *A. fumigatus* (Zahra *et al.*, 2010) y *A. flavus* (El-Shafei *et al.*, 1998). Esmaeili *et al.* (2013) evidenciaron la degradación del PEBD en suelos agrícolas, por un cultivo mixto de dos cepas de *Aspergillus* y *Lysinibacillus*, aisladas de muestras de vertederos de Teherán. Los ensayos demostraron una degradación del 29.5 % de un film previamente expuesto a radiación ultravioleta, y del 15.8 % de un film no irradiado, después de 126 días.

3.5.2. Biodegradación en ambientes acuáticos

Los desechos plásticos son depositados directamente en la superficie marina o bien llegan a través de las aguas superficiales que están en contacto con la zona pelágica (Tosin *et al.*, 2012). Dado que los plásticos comprenden

materiales muy distintos y su biodegradación sigue rutas metabólicas muy diversas, en esta revisión se evalúa la biodegradación de algunos de los plásticos sintéticos más abundantes, así como de algunos bioplásticos.

En entornos fluviales, Doi y Abe (1997) estudiaron la degradación de diferentes poliésteres, como el PHA, en muestras de agua del lago Arakawa (Saitama, Japon), encontrando una biodegradación muy alta, con una pérdida de peso del 100 % transcurridos 28 días. De manera similar, Volova *et al.* (2007) estudiarón la biodegradación del PHA en un lago eutrófico situado en Krasnoyarsk durante tres estaciones de verano. Los resultados obtenidos evidenciaron que, si bien durante las primeras semanas los films de PHA no experimentaban ningún cambio, la degradación se incrementaba posteriormente de forma exponencial, y el PHA se degradaba prácticamente por completo en 21 días, probablemente por el aumento de la temperatura del agua.

En ambientes marinos, existen una gran variedad de microorganismos que pueden interactuar de manera conjunta en la degradación de plásticos (Krueger *et al.*, 2015). Respecto a los plásticos de origen petroquímico, estos parecen presentar una biodegradabilidad muy baja en agua de mar. En un estudio llevado a cabo en el Mar del Norte, se estudió la colonización de botellas de plástico de PET por parte de biofilms microbianos durante un período de 5-6 semanas (Figura 3). En él se señaló que las comunidades microbianas de estos biofilms, no necesariamente interactuaban con el PET ni eran capaces de degradarlo, sino que la superficie del plástico les servía como un sustrato para adherirse (Oberbeckmann *et al.*, 2016); únicamente una pequeña porción de taxones, como *Cryomorphaceae* y *Alcanivoraceae*, podría interactuar directamente con él puesto que contienen dioxigenasas que pueden actuar sobre este compuesto recalcitrante (Riedel *et al.*, 2012). En un estudio reciente, se recogieron muestras de PE previamente meteorizado, localizado en zonas costeras, y en condiciones de laboratorio que simulaban el entorno natural, se constató la formación de biofilms microbianos en la superficie meteorizada del PE, que tras 6 meses redujeron un 19 % el peso del polímero (Syranidou *et al.*, 2017). Así mismo, se ha descrito que el 95 % de los oligómeros solubles resultantes de la oxidación del PE eran asimilados tras 240 días de incubación

por una cepa de *Rhodococcus rhodochrous*, siendo posteriormente transformados en acetil coA o propinil coA, y mineralizados vía ciclo de Krebs. Así pues, esta bacteria podría ser interesante para la mineralización completa del PE en ambientes marinos (Gravouil *et al.*, 2017; Jacquin *et al.*, 2019).

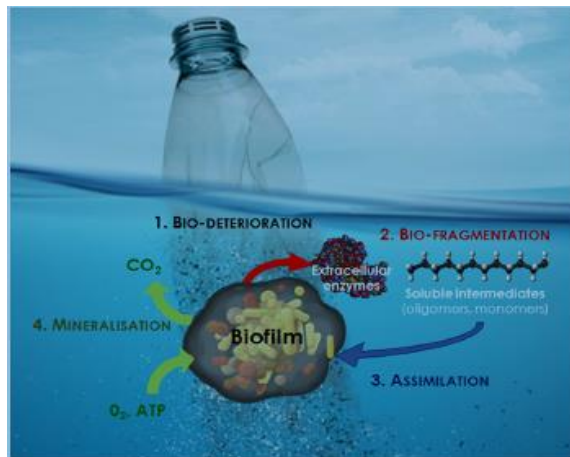


Figura 3. Biodegradación de plásticos en ambientes marinos (Jacquin *et al.*, 2019)

Por otro lado, se ha evaluado la degradación de algunos bioplásticos en diversos hábitats marinos (supralitoral, eulitoral, sublitoral béntico, pelágico y en los sedimentos) y, de acuerdo con Emadian *et al.* (2017), se ha encontrado que la degradación en el hábitat pelágico era más eficiente. La mayor tasa de degradación se efectuaba en la interfase sedimento-agua, indicando que las condiciones ambientales presentes favorecerían la actividad de microorganismos degradadores de plásticos. Hay diversos estudios que demuestran la capacidad microbiana para degradar bioplásticos en ambientes marinos (Tabla 2, Anexo III). Por ejemplo, se estudió la biodegradación del biopolímero de origen vegetal Mater-Bi, que en condiciones de laboratorio experimentó una biodegradación del 68.9 % en un período de 236 días (Tosin *et al.*, 2012), mientras que, en condiciones naturales, en mar abierto, fue totalmente degradado tras 24 semanas de exposición con una pérdida del 100 % de su superficie (O'Brine y Thompson, 2010).

Existen además otros parámetros que pueden condicionar la biodegradación en ambientes marinos. Así, los diferentes tipos de aguas pueden afectar a la biodegradación de plásticos, en relación con los microorganismos presentes. Esta afirmación se documentó en un estudio que investigó la degradación del

PCL, PBS y PHB en tres ecosistemas marinos distintos, donde la tasa de degradación variaba en cada ambiente (Sekiguchi *et al.*, 2011). Otro parámetro interesante, es la forma del polímero, siendo por ejemplo más biodegradables los films de PHA que los gránulos, debido a su mayor área superficial (Volova *et al.*, 2010).

La biodegradación de plásticos es dependiente de la concentración de enzimas y microorganismos degradadores, y de factores abióticos que varían en función del ambiente. Sin embargo, los resultados descritos en la literatura científica sobre la tasa y velocidad de biodegradación de los plásticos en diferentes ambientes son aún muy escasos, de manera que no existe evidencia suficiente que permita afirmar que en un ambiente determinado la biodegradación puede ser más o menos eficiente (Chamas *et al.*, 2020).

3.6. Limitaciones y perspectivas futuras para optimizar la biodegradación de plásticos

En términos generales, como hemos mencionado, la actividad biodegradadora de los microorganismos es limitada, y en muchos casos, se produce a un ritmo lento, por lo que se necesita investigar acciones para mejorar su aplicabilidad industrial. Los plásticos presentan una biodisponibilidad muy pobre y un elevado peso molecular, aspectos entre otros, desfavorables para su biodegradación. Por ejemplo, las bacterias del género *Pseudomonas*, en concreto la cepa *Pseudomonas* sp. AKS2, tienen capacidad de degradar PEBD gracias a su habilidad para secretar enzimas hidrolíticas y para formar biopelículas. Sin embargo, a pesar de estas cualidades favorables, la tasa de biodegradación se produce a un ritmo muy lento, degradándose como máximo 1,65 mg/día, lo que haría insuficiente el uso de esta cepa en un proceso de biorremediación (Wilkes y Aristilde, 2017).

En este contexto, se han desarrollado algunas estrategias para mejorar la actividad enzimática de los microorganismos biodegradadores de plásticos.

Una bacteria que destaca por su potencial biodegradador es la cepa *I.sakainensis* 201-F6, capaz de biodegradar un plástico muy demandado y utilizado, el PET. La enzima involucrada en su degradación es la PET hidrolasa, secretada y sintetizada de manera natural por dicha bacteria, y que

permite la conversión del PET en monómeros de mono-2-hidroxietil tereftalato (MHET) que pueden ser incorporados en su metabolismo y degradados. Esta enzima presenta la desventaja, por un lado, de tener una baja estabilidad térmica, que propicia su desnaturalización con facilidad, y por otro lado, que su secreción se produce de manera natural a muy bajos niveles. Sin embargo, se puede solucionar este último obstáculo insertando un péptido en el extremo N-terminal de la proteína, que actúa como una señal que es reconocida por transportadores de *Escherichia coli* que la trasladan al espacio extracelular. Así, las bacterias transgénicas obtenidas de *E. coli* en las que se exprese de forma heteróloga el gen que codifica la PET hidrolasa, secretarán estas enzimas con mayor eficiencia que *I. sakaiensis*, facilitando la producción en masa de la enzima y su uso directo sobre residuos de PET (Seo *et al.*, 2019).

El actinomiceto termofílico, *T. fusca*, es una bacteria que muestra una gran capacidad de biodegradación de copoliésteres alifáticos-aromáticos. Sin embargo, en algunos copolímeros como el PET, la actividad biodegradadora es muy baja. La enzima excretada encargada de la biodegradación es una cutinasa que presenta una marcada estabilidad térmica y frente a surfactantes y solventes orgánicos, así como un sitio activo abierto que favorece la acomodación del substrato, del PET. Esta cutinasa constituye una de las enzimas más prometedoras para la degradación de este plástico, pero aun así la velocidad de biodegradación es muy lenta, por lo que se requieren modificaciones para optimizar la actividad enzimática. En un estudio se documentó una mejora en la cutinasa sintetizada por *T. fusca* mediante la manipulación genética de aminoácidos específicos situados en el centro activo de la enzima. Las mutaciones se diseñaron para fomentar la ampliación del sitio activo y también para mejorar su carácter hidrofóbico. Las cutinasas modificadas incrementaron su actividad hidrolítica, lo que demuestra que la modificación genética puede suponer una herramienta muy útil y poderosa para mejorar las tasas de biodegradación (Silva *et al.*, 2011).

Otras hidrolasas bacterianas son capaces de degradar el PET, pero la degradación es más eficiente cuando las reacciones de hidrólisis de los poliésteres se producen a temperaturas más altas, ya que aumenta la biodisponibilidad de las cadenas poliméricas (Marten *et al.*, 2005). Para ello, las

enzimas tienen que ser estables en un amplio rango de temperatura; hay trabajos en los que se han añadido cationes de Ca^{2+} (10 mM) y de Mg^{2+} (10 mM) consiguiendo un incremento del punto fusión de la enzima entre 10.8 °C y 14.1 °C. Se ha descrito que esta termoestabilidad adquirida podría ser suficiente para que las hidrolasas degradasen films de PET a una temperatura de 65 °C (Then *et al.*, 2015).

Otro reto importante al que se enfrentan los microbiólogos es la identificación de microorganismos degradadores que actúen sobre los polímeros más abundantes. Puesto que técnicas tradicionales de cultivo no han permitido la identificación de microorganismos, y de enzimas, altamente eficientes para la degradación de la mayoría de los plásticos comerciales, la utilización de técnicas moleculares para identificar microorganismos degradadores no cultivables (i.e., estudios de metagenómica), se postula como una estrategia prometedora para la identificación de nuevos biocatalizadores.

Un aspecto que está adquiriendo creciente relevancia en los últimos años es la aplicación de la actividad microbiana para producir compuestos de alto valor añadido a partir de desechos plásticos. La utilización de los monómeros y oligómeros formados por los microorganismos después de la despolimerización de los residuos plásticos, podrían usarse para producir compuestos nuevos de valor añadido (Ru *et al.*, 2020). Un caso concreto, es el uso de los monómeros resultantes de la hidrólisis del PET, el ácido tereftálico (TPA) y el etilenglicol (EG), los cuales pueden ser reutilizados para volver a producir PET (Salvador *et al.*, 2019) u otros polímeros de interés, como el PU (Furtwengler y Avérous, 2018). El TPA también podría utilizarse como fuente de carbono en celdas de combustible microbiano para la producción de electricidad (Ye *et al.*, 2009). En relación con plásticos derivados de hidrocarburos aromáticos, *Pseudomonas putida* es capaz de convertir un metabolito del estireno, el ácido fenilacético, en polihidroxialcanoatos (PHA), añadiendo una concentración limitada de nitrógeno al medio de cultivo (Ward *et al.*, 2005). En cuanto a los derivados de hidrocarburos alifáticos, diferentes estudios han evidenciado el uso de los productos de la pirólisis del PE para producir y bioacumular PHA por parte de *Pseudomonas aeruginosa* (Guzik *et al.*, 2014), y *Ralstonia eutropha* (Johnston *et al.*, 2017). El crecimiento microbiano a partir de hidrocarburos suele

asociarse con la producción de biosurfactantes, dado que aumentan la biodisponibilidad de los hidrocarburos para las células. En este contexto, Christova *et al.* (2004) evidenciaron que la cepa *Renibacterium salmoninarum* 27BN podía producir ramnolípidos cuando crecía en presencia de n-hexadecano. Por tanto, dado que muchos plásticos son hidrocarburos, se plantea la posibilidad de que los subproductos de la pirólisis de determinados plásticos, como el PE, PP y PVC, también puedan usarse como materias primas de estos biosurfactantes (Ru *et al.*, 2020).

4. Conclusión

En base a lo anteriormente expuesto, la actividad enzimática de los microorganismos puede suponer una herramienta útil para la biorremediación de la contaminación producida por materiales plásticos. Sin embargo, aunque se ha documentado la existencia de muchos microorganismos que participan en la biodegradación de estos residuos contaminantes, es necesario profundizar en la investigación que permita conocer los mecanismos de acción y la maquinaria genética subyacente. Aunque la biodegradación microbiana puede resultar útil, no puede considerarse como una solución completamente eficiente, por un lado, ante la imposibilidad de degradar ciertos plásticos resistentes al asentamiento y degradación microbiana, y, por otro lado, porque el volumen de residuos plásticos que se depositan en entornos naturales como consecuencia de la alta demanda y el sistema de consumo actual no es compatible con la baja velocidad a la que, hasta el momento, se desarrolla el proceso de biodegradación. A pesar del potencial biotecnológico de diversas enzimas aisladas a partir de los microorganismos degradadores, la implementación a escala real de un proceso enzimático que permita la degradación de estos contaminantes continúa siendo un reto. Actualmente, para gestionar de forma sostenible los residuos plásticos se debería establecer un cambio en la producción apostando por materiales biodegradables, además de impulsar la concienciación y sensibilización a nivel global sobre las graves consecuencias que genera la deposición incontrolada de plásticos. Por tanto, la biodegradación de plásticos llevada a cabo por microorganismos puede actuar de manera sinérgica con la promoción e implementación de otras actividades que contribuyan a una gestión eficiente de estos residuos.

5. Bibliografía

Adhikari, D., Mukai, M., Kubota, K., Kai, T., Kaneko, N., Araki, K.S. & Kubo, M. 2016, "Degradation of bioplastics in soil and their degradation effects on environmental microorganisms", *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, vol. 5, no. 01, pp. 23.

Adıgüzel, A.O. & Tunçer, M. 2017, "Purification and characterization of cutinase from *Bacillus* sp. KY0701 isolated from plastic wastes", *Preparative Biochemistry and Biotechnology*, vol. 47, no. 9, pp. 925-933.

Ahmed, T., Shahid, M., Azeem, F., Rasul, I., Shah, A.A., Noman, M., Hameed, A., Manzoor, N., Manzoor, I. & Muhammad, S. 2018, "Biodegradation of plastics: current scenario and future prospects for environmental safety", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, no. 8, pp. 7287-7298.

Ahn, H.K., Huda, M.S., Smith, M.C., Mulbry, W., Schmidt, W.F. & Reeves III, J.B. 2011, "Biodegradability of injection molded bioplastic pots containing polylactic acid and poultry feather fiber", *Bioresource technology*, vol. 102, no. 7, pp. 4930-4933.

Al Hosni, A.S., Pittman, J.K. & Robson, G.D. 2019, "Microbial degradation of four biodegradable polymers in soil and compost demonstrating polycaprolactone as an ideal compostable plastic", *Waste Management*, vol. 97, pp. 105-114.

Anstey, A., Muniyasamy, S., Reddy, M.M., Misra, M. & Mohanty, A. 2014, "Processability and biodegradability evaluation of composites from poly (butylene succinate) (PBS) bioplastic and biofuel co-products from Ontario", *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 22, no. 2, pp. 209-218.

Aravinthan, A., Arkatkar, A., Juwarkar, A.A. & Doble, M. 2016, "Synergistic growth of *Bacillus* and *Pseudomonas* and its degradation potential on pretreated polypropylene", *Preparative Biochemistry and Biotechnology*, vol. 46, no. 2, pp. 109-115.

Arcos-Hernandez, M.V., Laycock, B., Pratt, S., Donose, B.C., NikoliÄ, M.A., Luckman, P., Werker, A. & Lant, P.A. 2012, "Biodegradation in a soil environment of activated sludge derived polyhydroxyalkanoate (PHBV)", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 97, no. 11, pp. 2301-2312.

ASTM. "D6400-04. Standard Specification for Compostable Plastics", ASTM, West Conshohocken, PA 2004.

Auta, H.S., Emenike, C.U. & Fauziah, S.H. 2017, "Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation", *Environmental Pollution*, vol. 231, pp. 1552-1559.

Barratt, S.R., Ennos, A.R., Greenhalgh, M., Robson, G.D. & Handley, P.S. 2003, "Fungi are the predominant micro-organisms responsible for degradation of soil-buried polyester polyurethane over a range of soil water holding capacities", *Journal of applied microbiology*, vol. 95, no. 1, pp. 78-85.

Bhardwaj, H., Gupta, R. & Tiwari, A. 2013, "Communities of microbial enzymes associated with biodegradation of plastics", *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 21, no. 2, pp. 575-579.

Biernbaum, J.A. & Fogiel, A. 2004, "Compost production and use", *Upper Midwest Organic Farming Conference*.

Bonhomme, S., Cuer, A., Delort, A.M., Lemaire, J., Sancelme, M. & Scott, G. 2003, "Environmental biodegradation of polyethylene", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 81, no. 3, pp. 441-452.

Bornscheuer, U.T. 2002, "Microbial carboxyl esterases: classification, properties and application in biocatalysis", *FEMS microbiology reviews*, vol. 26, no. 1, pp. 73-81.

Boyandin, A.N., Prudnikova, S.V., Karpov, V.A., Ivonin, V.N., Do, N.L., Nguyễn, T.H., Lê, T.M.H., Filichev, N.L., Levin, A.L., Filipenko, M.L., Volova, T.G., Gitelson, I.I., 2013., "Microbial degradation of polyhydroxyalkanoates in tropical soils", *International Biodeterioration & Biodegradation*, vol. 83, pp. 77-84.

Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J.H., Abu-Omar, M., Scott, S.L. & Suh, S. 2020, "Degradation Rates of Plastics in the Environment", *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 8, no. 9, pp. 3494-3511.

Christova, N., Tuleva, B., Lalchev, Z., Jordanova, A. & Jordanov, B. 2004, "Rhamnolipid biosurfactants produced by *Renibacterium salmoninarum* 27BN during growth on n-hexadecane", *Zeitschrift für Naturforschung C*, vol. 59, no. 1-2, pp. 70-74.

Chua, T., Tseng, M. & Yang, M. 2013, "Degradation of Poly (Îµ-caprolactone) by thermophilic *Streptomyces thermoviolaceus* subsp. *thermoviolaceus* 76T-2", *Amb Express*, vol. 3, no. 1, pp. 1-7.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C. & Galloway, T.S. 2015, "The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*", *Environmental science & technology*, vol. 49, no. 2, pp. 1130-1137.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, T.S. 2011, "Microplastics as contaminants in the marine environment: a review", *Marine pollution bulletin*, vol. 62, no. 12, pp. 2588-2597.

Cregut, M., Bedas, M., Durand, M. & Thouand, G. 2013, "New insights into polyurethane biodegradation and realistic prospects for the development of a sustainable waste recycling process", *Biotechnology Advances*, vol. 31, no. 8, pp. 1634-1647.

Danso, D., Chow, J. & Streit, W.R. 2019, "Plastics: environmental and biotechnological perspectives on microbial degradation", *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 85, no. 19, pp. 1095.

De Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. 2018. "Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems", *Global change biology*, vol. 24, no 4, pp.1405-1416.

Derraik, J.G. 2002, "The pollution of the marine environment by plastic debris: a review", *Marine pollution bulletin*, vol. 44, no. 9, pp. 842-852.

Devi, R.S., Kannan, V.R., Natarajan, K., Nivas, D., Kannan, K., Chandru, S. & Antony, A.R. 2016, "The role of microbes in plastic degradation", *Environ.Waste Manage*, vol. 341.

Devi, R.S., Kannan, V.R., Nivas, D., Kannan, K., Chandru, S. & Antony, A.R. 2015, "Biodegradation of HDPE by *Aspergillus* spp. from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India", *Marine pollution bulletin*, vol. 96, no. 1-2, pp. 32-40.

Dimarogona, M., Nikolaivits, E., Kanelli, M., Christakopoulos, P., Sandgren, M. & Topakas, E. 2015, "Structural and functional studies of a *Fusarium oxysporum* cutinase with polyethylene terephthalate modification potential", *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects*, vol. 1850, no. 11, pp. 2308-2317.

Doi, Y. & Abe, H. 1997, "Structural effects on biodegradation of aliphatic polyesters", *Macromolecular Symposia*Wiley Online Library, , pp. 725.

El-Shafei, H.A., Abd El-Nasser, N.H., Kansoh, A.L. & Ali, A.M. 1998, "Biodegradation of disposable polyethylene by fungi and *Streptomyces* species", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 62, no. 2, pp. 361-365.

Emadian, S.M., Onay, T.T. & Demirel, B. 2017, "Biodegradation of bioplastics in natural environments", *Waste Management*, vol. 59, pp. 526-536.

Esmaeili, A., Pourbabaee, A.A., Alikhani, H.A., Shabani, F. & Esmaeili, E. 2013, "Biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) by mixed culture of *Lysinibacillus xylanilyticus* and *Aspergillus niger* in soil", *Plos one*, vol. 8, no. 9.

Furtwengler, P. & Avérous, L. 2018, "Renewable polyols for advanced polyurethane foams from diverse biomass resources", *Polymer Chemistry*, vol. 9, no. 32, pp. 4258-4287.

Gan, Z. & Zhang, H. 2019, "PMBD: a Comprehensive Plastics Microbial Biodegradation Database", *Database*, vol. 2019.

Gangoiti, J., Santos, M., Prieto, M.A., de la Mata, I., Serra, J.L. & Llama, M.J. 2012, "Characterization of a novel subgroup of extracellular medium-chain-length polyhydroxyalkanoate depolymerases from actinobacteria", *Appl.Environ.Microbiol.*, vol. 78, no. 20, pp. 7229-7237.

Geyer, R., Jambeck, J.R. & Law, K.L. 2017, "Production, use, and fate of all plastics ever made", *Science advances*, vol. 3, no. 7, pp. e1700782.

Ghosh, S.K., Pal, S. & Ray, S. 2013, "Study of microbes having potentiality for biodegradation of plastics", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 20, no. 7, pp. 4339-4355.

Gómez, E.F. & Michel Jr, F.C. 2013, "Biodegradability of conventional and bio-based plastics and natural fiber composites during composting, anaerobic digestion and long-term soil incubation", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 98, no. 12, pp. 2583-2591.

González García, Y., Meza Contreras, J.C., González Reynoso, O. & Córdova López, J.A. 2013, "Síntesis y biodegradación de polihidroxialcanoatos: plásticos de origen microbiano", *Revista internacional de contaminación ambiental*, vol. 29, no. 1, pp. 77-115.

Göpferich, A. 1996, "Mechanisms of polymer degradation and erosion", *Biomaterials*, vol. 17, no. 2, pp. 103-114.

Gravouil, K., Ferru-Clelment, R., Colas, S., Helye, R., Kadri, L., Bourdeau, L., Moumen, B., Mercier, A. & Ferreira, T. 2017, "Transcriptomics and lipidomics of the environmental strain *Rhodococcus ruber* point out consumption pathways and potential metabolic bottlenecks for polyethylene degradation", *Environmental science & technology*, vol. 51, no. 9, pp. 5172-5181.

Gregory, M.R. 2009, "Environmental implications of plastic debris in marine settings: entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions", *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, no. 1526, pp. 2013-2025.

Guzik, M.W., Kenny, S.T., Duane, G.F., Casey, E., Woods, T., Babu, R.P., Nikodinovic-Runic, J., Murray, M. & O'Connor, K.E. 2014, "Conversion of post consumer polyethylene to the biodegradable polymer polyhydroxyalkanoate", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 98, no. 9, pp. 4223-4232.

Haernvall, K., Zitzenbacher, S., Wallig, K., Yamamoto, M., Schick, M.B., Ribitsch, D. & Guebitz, G.M. 2017, "Hydrolysis of ionic phthalic acid based polyesters by wastewater microorganisms and their enzymes", *Environmental science & technology*, vol. 51, no. 8, pp. 4596-4605.

Haider, T.P., Völker, C., Kramm, J., Landfester, K. & Wurm, F.R. 2019, "Plastics of the future? The impact of biodegradable polymers on the environment and on society", *Angewandte Chemie International Edition*, vol. 58, no. 1, pp. 50-62.

Harmaen, A.S., Khalina, A., Azowa, I., Hassan, M.A., Tarmian, A. & Jawaid, M. 2015, "Thermal and biodegradation properties of poly (lactic acid)/fertilizer/oil palm fibers blends biocomposites", *Polymer Composites*, vol. 36, no. 3, pp. 576-583.

Hashimoto, K., Sudo, M., Ohta, K., Sugimura, T., Yamada, H. & Aoki, T. 2002, "Biodegradation of nylon4 and its blend with nylon6", *Journal of Applied Polymer Science*, vol. 86, no. 9, pp. 2307-2311.

Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P. & Duflos, G. 2017, "Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review", *Chemosphere*, vol. 182, pp. 781-793.

Herrero Acero, E., Ribitsch, D., Steinkellner, G., Gruber, K., Greimel, K., Eiteljoerg, I., Trotscha, E., Wei, R., Zimmermann, W. & Zinn, M. 2011, "Enzymatic surface hydrolysis of PET: effect of structural diversity on kinetic properties of cutinases from *Thermobifida*", *Macromolecules*, vol. 44, no. 12, pp. 4632-4640.

Hopewell, J., Dvorak, R. & Kosior, E. 2009, "Plastics recycling: challenges and opportunities", *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, no. 1526, pp. 2115-2126.

Ishigaki, T., Sugano, W., Ike, M. & Fujita, M. 2000, "Enzymatic degradation of cellulose acetate plastic by Novel degrading bacterium *Bacillus* sp. S2055.", *Journal of bioscience and bioengineering*, vol. 90, no. 4, pp. 400-405.

Jacquín, J., Cheng, J., Odobel, C., Pandin, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Barbe, V., Meistertzheim, A. & Ghiglione, J. 2019, "Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: a review on colonization and biodegradation by the plastisphere", *Frontiers in microbiology*, vol. 10, pp. 865.

Jain, R. & Tiwari, A. 2015, "Biosynthesis of planet friendly bioplastics using renewable carbon source", *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, vol. 13, no. 1, pp. 11.

Javierre, C., Sarasa, J., Claveria, I., Fernandez, A., 2015. "Study of the biodisintegration of a bioplastic material waste.", *Bioresour. Technol*, vol. 52, pp. 116–121.

Jendrosseck, D., Schirmer, A. & Schlegel, H.G. 1996, "Biodegradation of polyhydroxyalkanoic acids", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 46, no. 5-6, pp. 451-463.

Jin, D., Liang, R., Dai, Q., Zhang, R., Wu, X. & Chao, W. 2010, "Biodegradation of di-n-butyl phthalate by *Rhodococcus* sp. JDC-11 and molecular detection of 3, 4-phthalate dioxygenase gene", *Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 20, no. 10, pp. 1440-1445.

Johnston, B., Jiang, G., Hill, D., Adamus, G., Kwiecień, I., Zięba, M., Sikorska, W., Green, M., Kowalczyk, M. & Radecka, I. 2017, "The molecular level characterization of biodegradable polymers originated from polyethylene using non-oxygenated polyethylene wax as a carbon source for polyhydroxyalkanoate production", *Bioengineering*, vol. 4, no. 3, pp. 73

Kale, G., Auras, R., Singh, S.P. & Narayan, R. 2007a, "Biodegradability of polylactide bottles in real and simulated composting conditions", *Polymer Testing*, vol. 26, no. 8, pp. 1049-1061.

Kale, G., Kijchavengkul, T., Auras, R., Rubino, M., Selke, S.E. & Singh, S.P. 2007b, "Compostability of bioplastic packaging materials: an overview", *Macromolecular bioscience*, vol. 7, no. 3, pp. 255-277.

Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T.R. & Cole, M. 2018, "Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, no. 36, pp. 36046-36063.

Kawai, F. & Hu, X. 2009, "Biochemistry of microbial polyvinyl alcohol degradation", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 84, no. 2, pp. 227.

Khan, S., Nadir, S., Shah, Z.U., Shah, A.A., Karunarathna, S.C., Xu, J., Khan, A., Munir, S. & Hasan, F. 2017, "Biodegradation of polyester polyurethane by *Aspergillus tubingensis*", *Environmental pollution*, vol. 225, pp. 469-480.

Khanna, S. & Srivastava, A.K. 2005, "Recent advances in microbial polyhydroxyalkanoates", *Process biochemistry*, vol. 40, no. 2, pp. 607-619.

Kijchavengkul, T. & Auras, R. 2008, "Compostability of polymers", *Polymer International*, vol. 57, no. 6, pp. 793-804.

Kim, D.Y. & Rhee, Y.H. 2003, "Biodegradation of microbial and synthetic polyesters by fungi", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 61, no. 4, pp. 300-308.

Kim, H.C., Kim, S.Y. & Rhee, Y.H. 2005, "Molecular characterization of extracellular medium-chain-length poly (3-hydroxyalkanoate) depolymerase genes from *Pseudomonas alcaligenes* strains", *The Journal of Microbiology*, vol. 43, no. 3, pp. 285-294.

Krueger, M.C., Harms, H. & Schlosser, D. 2015, "Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 99, no. 21, pp. 8857-8874.

Kumari, A., Chaudhary, D.R. & Jha, B. 2019, "Destabilization of polyethylene and polyvinylchloride structure by marine bacterial strain", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, no. 2, pp. 1507-1516.

Laycock, B., Nikolić, M., Colwell, J.M., Gauthier, E., Halley, P., Bottle, S. & George, G. 2017, "Lifetime prediction of biodegradable polymers", *Progress in Polymer Science*, vol. 71, pp. 144-189.

Lee, B., Pometto, A.L., Fratzke, A. & Bailey, T.B. 1991, "Biodegradation of degradable plastic polyethylene by *Phanerochaete* and *Streptomyces* species", *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 57, no. 3, pp. 678-685.

Liang, D., Zhang, T., Fang, H.H. & He, J. 2008, "Phthalates biodegradation in the environment", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 80, no. 2, pp. 183.

Lucas, N., Bienaime, C., Belloy, C., Queneudec, M., Silvestre, F. & Nava-Saucedo, J. 2008, "Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques—A review", *Chemosphere*, vol. 73, no. 4, pp. 429-442.

Manzur, A., Limón-González, M., & Favela-Torres, E. 2004, "Biodegradation of physicochemically treated LDPE by a consortium of filamentous fungi", *Journal of Applied Polymer Science*, vol. 92, no. 1, pp. 265-271.

Marten, E., Müller, R. & Deckwer, W. 2005, "Studies on the enzymatic hydrolysis of polyesters. II. Aliphatic-aromatic copolyesters", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 88, no. 3, pp. 371-381

Martínez-Tobón, D.I., Gul, M., Elias, A.L. & Sauvageau, D. 2018, "Polyhydroxybutyrate (PHB) biodegradation using bacterial strains with demonstrated and predicted PHB depolymerase activity", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 102, no. 18, pp. 8049-8067.

Mihai, M., Legros, N. & Alemdar, A. 2014, "Formulation-properties versatility of wood fiber biocomposites based on polylactide and polylactide/thermoplastic starch blends", *Polymer Engineering & Science*, vol. 54, no. 6, pp. 1325-1340.

Moharir, R.V. & Kumar, S. 2019, "Challenges associated with plastic waste disposal and allied microbial routes for its effective degradation: a comprehensive review", *Journal of Cleaner Production*, vol. 208, pp. 65-76.

Mohee, R., Unmar, G.D., Mudhoo, A. & Khadoo, P. 2008, "Biodegradability of biodegradable/degradable plastic materials under aerobic and anaerobic conditions", *Waste Management*, vol. 28, no. 9, pp. 1624-1629.

Mor, R. & Sivan, A. 2008, "Biofilm formation and partial biodegradation of polystyrene by the actinomycete *Rhodococcus ruber*", *Biodegradation*, vol. 19, no. 6, pp. 851-858.

Muhamad, W., Othman, R., Shaharuddin, R.I. & Irani, M.S. 2015, "Microorganism as plastic biodegradation agent towards sustainable environment", *Adv Environ Biol*, vol. 9, pp. 8-14.

Müller, R. 2006, "Biological degradation of synthetic polyesters-Enzymes as potential catalysts for polyester recycling", *Process Biochemistry*, vol. 41, no. 10, pp. 2124-2128.

Müller, R., Kleeberg, I. & Deckwer, W. 2001, "Biodegradation of polyesters containing aromatic constituents", *Journal of Biotechnology*, vol. 86, no. 2, pp. 87-95.

Murphy, C.A., Cameron, J.A., Huang, S.J. & Vinopal, R.T. 1996, "*Fusarium* polycaprolactone depolymerase is cutinase.", *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 62, no. 2, pp. 456-460.

Nakasaki, K., Matsuura, H., Tanaka, H. & Sakai, T. 2006, "Synergy of two thermophiles enables decomposition of poly- ϵ -caprolactone under composting conditions", *FEMS microbiology ecology*, vol. 58, no. 3, pp. 373-383.

Oberbeckmann, S., Osborn, A.M. & Duhaime, M.B. 2016, "Microbes on a bottle: substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris", *PLoS One*, vol. 11, no. 8, pp. e0159289.

O'Brine, T. & Thompson, R.C. 2010, "Degradation of plastic carrier bags in the marine environment", *Marine pollution bulletin*, vol. 60, no. 12, pp. 2279-2283.

Orhan, Y. & Büyükgüngör, H. 2000, "Enhancement of biodegradability of disposable polyethylene in controlled biological soil", *International Biodeterioration & Biodegradation*, vol. 45, no. 1-2, pp. 49-55.

Panagiotidou, E., Konidaris, C., Baklavaridis, A., Zuburtikudis, I., Achilias, D. & Mitlianga, P. 2014, "A simple route for purifying extracellular poly (3-hydroxybutyrate)-depolymerase from *Penicillium pinophilum*", *Enzyme research*.

Park, J., Kim, M., Yoon, J., Kobayashi, F., Iwasaka, Y., Hong, C., Min, J. & Kim, Y. 2009, "Biodegradation of diisodecyl phthalate (DIDP) by *Bacillus* sp. SB-007", *Journal of Basic Microbiology*, vol. 49, no. S1, pp. S31-S35.

Peng, R., Xia, M., Ru, J., Huo, Y. & Yang, Y. 2018, "Microbial degradation of polyurethane plastics", *Sheng wu gong cheng xue bao Chinese journal of biotechnology*, vol. 34, no. 9, pp. 1398.

PlasticsEurope 2019 The compelling facts about Plastics 2018 : an analysis of plastics production, demand and recovery for 2018 in Europe. Brussels, Belgium:PlasticsEurope.

Qi, X., Ren, Y. & Wang, X. 2017, "New advances in the biodegradation of Poly (lactic) acid", *International Biodeterioration & Biodegradation*, vol. 117, pp. 215-223.

Qi, Y., Yang, X., Pelaez, A.M., Lwanga, E.H., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P. & Geissen, V. 2018, "Macro-and micro-plastics in soil-plant system: effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth", *Science of the Total Environment*, vol. 645, pp. 1048-1056.

Raddadi, N. & Fava, F. 2019, "Biodegradation of oil-based plastics in the environment: Existing knowledge and needs of research and innovation", *Science of the Total Environment*, vol. 679, pp. 148-158.

Ren, L., Jia, Y., Ruth, N., Qiao, C., Wang, J., Zhao, B. & Yan, Y. 2016, "Biodegradation of phthalic acid esters by a newly isolated *Mycobacterium* sp. YC-RL4 and the bioprocess with environmental samples", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, no. 16, pp. 16609-16619.

Riedel, T., Held, B., Nolan, M., Lucas, S., Lapidus, A., Tice, H., Del Rio, T.G., Cheng, J., Han, C. & Tapia, R. 2012, "Genome sequence of the orange-pigmented seawater bacterium *Owenweeksia hongkongensis* type strain (UST20020801 T)", *Standards in genomic sciences*, vol. 7, no. 1, pp. 120-130.

Robaina, M., Murillo, K., Rocha, E. & Villar, J. 2020, "Circular economy in plastic waste-Efficiency analysis of European countries", *Science of The Total Environment*, pp. 139038.

Ronkvist, Å.M., Xie, W., Lu, W. & Gross, R.A. 2009, "Cutinase-catalyzed hydrolysis of poly (ethylene terephthalate)", *Macromolecules*, vol. 42, no. 14, pp. 5128-5138.

Ru, J., Huo, Y. & Yang, Y. 2020, "Microbial degradation and valorization of plastic wastes", *Frontiers in Microbiology*, vol. 11, pp. 442.

Rudnik, E. & Briassoulis, D. 2011, "Degradation behaviour of poly (lactic acid) films and fibres in soil under Mediterranean field conditions and laboratory simulations testing", *Industrial Crops and Products*, vol. 33, no. 3, pp. 648-658.

Salvador, M., Abdulmutalib, U., Gonzalez, J., Kim, J., Smith, A.A., Faulon, J., Wei, R., Zimmermann, W. & Jimenez, J.I. 2019, "Microbial genes for a circular and sustainable Bio-PET economy", *Genes*, vol. 10, no. 5, pp. 373.

Sekiguchi, T., Sato, T., Enoki, M., Kanehiro, H., Uematsu, K. & Kato, C. 2011, "Isolation and characterization of biodegradable plastic degrading bacteria from deep-sea environments", *JAMSTEC Report of Research and Development*, vol. 11, pp. 33-41.

Sen, S.K. & Raut, S. 2015, "Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): A review", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 3, no. 1, pp. 462-473.

Seo, H., Kim, S., Son, H.F., Sagong, H., Joo, S. & Kim, K. 2019, "Production of extracellular PETase from *Ideonella sakaiensis* using sec-dependent signal peptides in *E. coli*", *Biochemical and biophysical research communications*, vol. 508, no. 1, pp. 250-255.

Shah, A.A., Kato, S., Shintani, N., Kamini, N.R. & Nakajima-Kambe, T. 2014, "Microbial degradation of aliphatic and aliphatic-aromatic co-polyesters", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 98, no. 8, pp. 3437-3447.

Shimao, M., Tamogami, T., Nishi, K. & Harayama, S. 1996, "Cloning and characterization of the gene encoding pyrroloquinoline quinone-dependent poly (vinyl alcohol) dehydrogenase of *Pseudomonas* sp. strain VM15C", *Bioscience, biotechnology, and biochemistry*, vol. 60, no. 7, pp. 1056-1062.

Silva, C., Da, S., Silva, N., Matamá, T., Araújo, R., Martins, M., Chen, S., Chen, J., Wu, J. & Casal, M. 2011, "Engineered *Thermobifida fusca* cutinase with increased activity on polyester substrates", *Biotechnology journal*, vol. 6, no. 10, pp. 1230-1239.

Sivan, A. 2011, "New perspectives in plastic biodegradation", *Current opinion in biotechnology*, vol. 22, no. 3, pp. 422-426.

Song, J.H., Murphy, R.J., Narayan, R. & Davies, G. 2009, "Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics", *Philosophical transactions of the royal society B: Biological sciences*, vol. 364, no. 1526, pp. 2127-2139.

Sridewi, N., Bhubalan, K. & Sudesh, K. 2006, "Degradation of commercially important polyhydroxyalkanoates in tropical mangrove ecosystem", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 91, no. 12, pp. 2931-2940.

Stingley, R.L., Brezna, B., Khan, A.A. & Cerniglia, C.E. 2004, "Novel organization of genes in a phthalate degradation operon of *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1", *Microbiology*, vol. 150, no. 11, pp. 3749-3761.

Sudesh, K. & Iwata, T. 2008, "Sustainability of biobased and biodegradable plastics", *CLEAN–Soil, Air, Water*, vol. 36, no. 5-6, pp. 433-442.

Syranidou, E., Karkanorachaki, K., Amorotti, F., Repouskou, E., Kroll, K., Kolvenbach, B., Corvini, P.F., Fava, F. & Kalogerakis, N. 2017, "Development of tailored indigenous marine consortia for the degradation of naturally weathered polyethylene films", *PloS one*, vol. 12, no. 8.

Tabasi, R.Y. & Aiji, A. 2015, "Selective degradation of biodegradable blends in simulated laboratory composting", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 120, pp. 435-442.

Tachibana, K., Urano, Y. & Numata, K. 2013, "Biodegradability of nylon 4 film in a marine environment", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 98, no. 9, pp. 1847-1851.

Tansengco, M.L. & Tokiwa, Y. 1997, "Thermophilic microbial degradation of polyethylene succinate", *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 14, no. 1, pp. 133-138.

Thellen, C., Coyne, M., Froio, D., Auerbach, M., Wirsén, C. & Ratto, J.A. 2008, "A processing, characterization and marine biodegradation study of melt-extruded polyhydroxyalkanoate (PHA) films", *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 16, no. 1, pp. 1-11.

Then, J., Wei, R., Oeser, T., Barth, M., Belisário-Ferrari, M.R., Schmidt, J. & Zimmermann, W. 2015, "Ca²⁺ and Mg²⁺ binding site engineering increases the degradation of polyethylene terephthalate films by polyester hydrolases from *Thermobifida fusca*", *Biotechnology journal*, vol. 10, no. 4, pp. 592-598.

Tokiwa, Y. & Calabia, B.P. 2006, "Biodegradability and biodegradation of poly (lactide)", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 72, no. 2, pp. 244-251.

Tokiwa, Y. & Calabia, B.P. 2004, "Review degradation of microbial polyesters", *Biotechnology Letters*, vol. 26, no. 15, pp. 1181-1189.

Tokiwa, Y., Calabia, B.P., Ugwu, C.U. & Aiba, S. 2009, "Biodegradability of plastics", *International journal of molecular sciences*, vol. 10, no. 9, pp. 3722-3742.

Torres, A., Li, S.M., Roussos, S. & Vert, M. 1996, "Screening of microorganisms for biodegradation of poly (lactic-acid) and lactic acid-containing polymers.", *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 62, no. 7, pp. 2393-2397.

Tosin, M., Weber, M., Siotto, M., Lott, C. & Degli-Innocenti, F. 2012, "Laboratory test methods to determine the degradation of plastics in marine environmental conditions", *Frontiers in microbiology*, vol. 3, pp. 225.

Urbanek, A.K., Rymowicz, W. & Mirończuk, A.M. 2018, "Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats", *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 102, no. 18, pp. 7669-7678.

Urbanek, A.K., Rymowicz, W., Strzelecki, M.C., Kociuba, W., Franczak, Ł & Mirończuk, A.M. 2017, "Isolation and characterization of Arctic microorganisms decomposing bioplastics", *AMB Express*, vol. 7, no. 1, pp. 148.

Volke-Sepúlveda, T., Saucedo-Castañeda, G., Gutiérrez-Rojas, M., Manzur, A., & Favela-Torres, E. 2002, "Thermally treated low density polyethylene biodegradation by *Penicillium pinophilum* and *Aspergillus niger*", *Journal of applied polymer science*, vol 83, no. 2, pp. 305-314.

Volova, T.G., Boyandin, A.N., Vasiliev, A.D., Karpov, d.V., Prudnikova, S.V., Mishukova, O.V., Boyarskikh, U.A., Filipenko, M.L., Rudnev, V.P. & Xuân, B.B. 2010, "Biodegradation of polyhydroxyalkanoates (PHAs) in tropical coastal waters and identification of PHA-degrading bacteria", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 95, no. 12, pp. 2350-2359.

Volova, T.G., Gladyshev, M.I., Trusova, M.Y. & Zhila, N.O. 2007, "Degradation of polyhydroxyalkanoates in eutrophic reservoir", *Polymer Degradation and Stability*, vol. 92, no. 4, pp. 580-586.

Wang, M.H., He, Y. & Sen, B. 2019, "Research and management of plastic pollution in coastal environments of China", *Environmental Pollution*, vol. 248, pp. 898-905.

Wang, Y., Lin, Y., Chen, C., Shaw, G. & Liaw, S. 2014, "Crystallization and preliminary crystallographic analysis of poly (3-hydroxybutyrate) depolymerase from *Bacillus thuringiensis*", *Acta Crystallographica Section F: Structural Biology Communications*, vol. 70, no. 10, pp. 1421-1423.

Ward, P.G., de Roo, G. & O'Connor, K.E. 2005, "Accumulation of polyhydroxyalkanoate from styrene and phenylacetic acid by *Pseudomonas putida* CA-3", *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, no. 4, pp. 2046-2052.

Wei, L., Liang, S. & McDonald, A.G. 2015, "Thermophysical properties and biodegradation behavior of green composites made from polyhydroxybutyrate and potato peel waste fermentation residue", *Industrial Crops and Products*, vol. 69, pp. 91-103.

Wei, R. & Zimmermann, W. 2017, "Microbial enzymes for the recycling of recalcitrant petroleum-based plastics: how far are we?", *Microbial biotechnology*, vol. 10, no. 6, pp. 1308-1322.

Weng, Y., Wang, X. & Wang, Y. 2011, "Biodegradation behavior of PHAs with different chemical structures under controlled composting conditions", *Polymer Testing*, vol. 30, no. 4, pp. 372-380.

Wilkes, R.A. & Aristilde, L. 2017, "Degradation and metabolism of synthetic plastics and associated products by *Pseudomonas* sp.: capabilities and challenges", *Journal of applied microbiology*, vol. 123, no. 3, pp. 582-593.

Wright, S.L. & Kelly, F.J. 2017, "Plastic and human health: a micro issue?", *Environmental science & technology*, vol. 51, no. 12, pp. 6634-6647.

Wu, C. 2012, "Preparation, characterization, and biodegradability of renewable resource-based composites from recycled polylactide bioplastic and sisal fibers", *Journal of Applied Polymer Science*, vol. 123, no. 1, pp. 347-355.

Wu, C. 2014, "Preparation and characterization of polyhydroxyalkanoate bioplastic-based green renewable composites from rice husk", *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 22, no. 3, pp. 384-392.

Yang, J., Yang, Y., Wu, W., Zhao, J. & Jiang, L. 2014, "Evidence of polyethylene biodegradation by bacterial strains from the guts of plastic-eating waxworms", *Environmental science & technology*, vol. 48, no. 23, pp. 13776-13784.

Ye, Y.J., Song, T.S., Xu, Y., Chen, Y.W., Zhu, S.M. & Shen, S.B. 2009, "Electricity generation using high concentration terephthalic acid solution by microbial fuel cell", *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, vol. 30, no. 4, pp. 1221-1226.

Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y. & Oda, K. 2016, "A bacterium that degrades and assimilates poly (ethylene terephthalate)", *Science*, vol. 351, no. 6278, pp. 1196-1199.

Zahra, S., Abbas, S.S., Mahsa, M. & Mohsen, N. 2010, "Biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) by isolated fungi in solid waste medium", *Waste Management*, vol. 30, no. 3, pp. 396-401.

Zumstein, M.T., Schintlmeister, A., Nelson, T.F., Baumgartner, R., Wuebken, D., Wagner, M., Kohler, H.E., McNeill, K. & Sander, M. 2018, "Biodegradation of synthetic polymers in soils: Tracking carbon into CO₂ and microbial biomass", *Science advances*, vol. 4, no. 7, pp. eaas9024.

ANEXO I. Glosario de términos usados para denominar los distintos tipos de plásticos

CA: acetato de celulosa
CAB: acetato-butirato de celulosa
DBP: dibutilftalato
DCHP: ftalato de dicitclohexilo
DEHP: di (2-etilhexil) ftalato
DEP: dietilftalato
DETP: dietiltereftalato
DIDP: diisodecilftalato
DMI: dimetilisoftalato
DMP: dimetilftalato
DMT: dimetiltereftalato
DOP: dioctil ftalato
EFB: racimo de fruta vacío
PA: ácido ftálico
PBS: polibutinelosuccinato
PBSA: polibutilenosuccinato adipato
PCL: policaprolactona
PE: polietileno
PEA: adipato de polietileno
PEAD / HDPE: polietileno de alta densidad
PEBD / LDPE: polietileno de baja densidad
PES: polietersulfona
PET: tereftalato de polietileno
PFF: fibra de plumas de aves
PHA: polihidroxialcanoato
PHB: polihidroxibutirato
PHBV: polihidroxibutilvalerato
PLA: ácido poliláctico
PP: polipropileno
PPA: poliftalamida
PS: poliestireno

PTT: politrimetiltereftalato

PU: poliuretano

PUR: poliuretano reticulado

PVA: acetato de polivinilo

PVC: policloruro de vinilo

TA: ácido tereftálico

ANEXO II. Microorganismos y enzimas degradadores de plásticos

Tabla 1. Principales microorganismos degradadores de plásticos

Organismo	Género	Tipo de plástico	Enzima	Referencia
Bacterias	<i>Bacillus</i>	PCL	Cutinasa	(Adigüzel y Tunçer, 2017)
		PLA	Proteasa	(Tokiwa y Calabia, 2006)
		PET	No identificada	(Auta <i>et al.</i> , 2017)
		PE	No identificada	(Auta <i>et al.</i> , 2017)
		PS	No identificada	(Auta <i>et al.</i> , 2017)
		PP	No identificada	(Auta <i>et al.</i> , 2017) (Aravinthan <i>et al.</i> , 2016)
		PBS	No identificada	(Urbanek <i>et al.</i> , 2017)
		PHB	PHB despolimerasa	(Wang <i>et al.</i> , 2014)
		PVA	No identificada	(Kawai y Hu, 2009)
		DEHP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DBP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008) (Huang <i>et al.</i> , 2018)
		DIDP	No identificada	(Park <i>et al.</i> , 2009)
		PU	No identificada	(Cregut <i>et al.</i> , 2013)
		PES	No identificada	(Tansengco y Tokiwa, 1997)
		PHBV	PHA despolimerasa	(Shah <i>et al.</i> , 2014)
		PVC	No identificada	(Kumari <i>et al.</i> , 2019)
		CA	No identificada	(Ishigaki <i>et al.</i> , 2000)
	<i>Clostridium</i>	PHBV	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PCL	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		DBP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DEHP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DEP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
	<i>Mycobacterium</i>	DEHP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008) (Ren <i>et al.</i> , 2016)
		DBP	No identificada	(Ren <i>et al.</i> , 2016)
		DCHP	No identificada	(Ren <i>et al.</i> , 2016)
		DEP	No identificada	(Ren <i>et al.</i> , 2016)
		DMP	No identificada	(Ren <i>et al.</i> , 2016)
		Ftalato	Ftalato dioxigenasa	(Stingley <i>et al.</i> , 2004)
	<i>Pseudomonas</i>	PE	Alcano monooxigenasa, rubredoxina reductasa y alcano hidroxilasa	(Wei y Zimmermann, 2017) (Wilkes y Aristilde, 2017)
		PVC	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PEA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)

Tabla 1. Principales microorganismos degradadores de plásticos (continuación)

Organismo	Género	Tipo de plástico	Enzima	Referencia
Bacterias	<i>Pseudomonas</i>	PES	Esterasas	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PCL	No identificada	(Sekiguchi <i>et al.</i> , 2011).
		PLA	No identificada	(Sekiguchi <i>et al.</i> , 2011).
		PBS	Lipasa	(Haider <i>et al.</i> , 2019)
		PEBD	Hidrolasa	(Wilkes y Aristilde, 2017)
		PEAD	No identificada	(Yang <i>et al.</i> , 2014)
		PVA	PVA deshidrogenasa, PVA oxidasa y esterazas	(Kawai y Hu, 2009) (Wilkes y Aristilde, 2017)
		PS	Esterasa	(Wilkes y Aristilde, 2017)
		PU	Poliuretanasa y lipasas	(Shimao <i>et al.</i> , 1996) (Wilkes y Aristilde, 2017)
		PA	Lipasa	(Haernvall <i>et al.</i> , 2017)
		PP	No identificada	(Aravinthan <i>et al.</i> , 2016)
		PET	Lipasa	(Wilkes y Aristilde, 2017)
		PHB	PHB despolimerasa	(Martínez-Tobón <i>et al.</i> , 2018)
		PHA	PHA despolimerasa y serina hidrolasa	(Kim y Rhee, 2005) (Sen y Raut, 2015)
	<i>Rhodococcus</i>	PE	Lacasa	(Krueger <i>et al.</i> , 2015)
		PCL	No identificada	(Sekiguchi <i>et al.</i> , 2011).
		PEBD	No identificada	(Yang <i>et al.</i> , 2014)
		PS	No identificada	(Mor y Sivan, 2008)
		PA	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		PU	Uretano hidrolasa	(Cregut <i>et al.</i> , 2013)
		DBP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DBP	Ftalato dioxigenasa	(Jin <i>et al.</i> , 2010)
		DEHP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DOP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DETP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DMI	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DMP	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		DMT	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
		TA	No identificada	(Liang <i>et al.</i> , 2008)
	<i>Streptomyces</i>	PHB	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PHBV	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PVA	PVA oxidasa	(Kawai y Hu, 2009)
		PE	No identificada	(Lee <i>et al.</i> , 1991)
		PCL	No identificada	(Tokiwa y Calabia, 2004)
		PHA	PHA despolimerasa	(Gangoiti <i>et al.</i> , 2012)
		PBSA	No identificada	(Tokiwa y Calabia, 2004)

Tabla 1. Principales microorganismos degradadores de plásticos (continuación)

Organismo	Género	Tipo de plástico	Enzima	Referencia
Hongos	<i>Aspergillus</i>	PCL	Catalasas y glucosidasas	(Bhardwaj <i>et al.</i> , 2013) (Sen y Raut, 2015)
		PHB	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PPA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PVC	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PEAD	No identificada	(Devi <i>et al.</i> , 2015)
		PEBD	No identificada	(Esmaeili <i>et al.</i> , 2013)
		PLA	No identificada	(Torres <i>et al.</i> , 1996)
		PS	Hidroquinona peroxidasa	(Krueger <i>et al.</i> , 2015)
		PBS	Cutinasa	(Sen y Raut, 2015)
		PBSA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PU	Esterasa	(Khan <i>et al.</i> , 2017)
	<i>Fusarium</i>	PHB	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PLA	No identificada	(Shah <i>et al.</i> , 2014)
		PEBD	No identificada	(Esmaeili <i>et al.</i> , 2013)
		PET	Cutinasa	(Dimarogona <i>et al.</i> , 2015)
		PU	No identificada	(Cregut <i>et al.</i> , 2013)
		PE	No identificada	(Sen y Raut, 2015)
		PCL	PCL despolimerasa	(Murphy <i>et al.</i> , 1996)
	<i>Geomyces</i>	PU	No identificada	(Barratt <i>et al.</i> , 2003)
	<i>Penicillium</i>	PHB	PHB despolimerasa	(Panagiotidou <i>et al.</i> , 2014)
		PCL	PCL despolimerasa	(Haider <i>et al.</i> , 2019)
		PPA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PE	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PS	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PHV	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PBA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PEA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
	<i>Rhizopus</i>	PCL	Lipasa	(Bhardwaj <i>et al.</i> , 2013)
		PET	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PPA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PLA	No identificada	(Ghosh <i>et al.</i> , 2013)
		PBS	Lipasa	(Bhardwaj <i>et al.</i> , 2013)
		PEA	Lipasa	(Bhardwaj <i>et al.</i> , 2013)
		PBA	No identificada	(Zumstein <i>et al.</i> , 2018)
		PBAT	Lipasa	(Zumstein <i>et al.</i> , 2018)

ANEXO III. Biodegradación de bioplásticos en diferentes ambientes

Tabla 1. Biodegradación de bioplásticos en ambientes terrestres

Tipo de plástico	Tipo de ambiente	% Biodegradación	Período de biodegradación (días)	Referencia bibliográfica
PLA	Compost	13	60	(Ahn <i>et al.</i> , 2011)
PLA	Compost	84	58	(Kaleet <i>et al.</i> , 2007a)
PLA	Compost	70	28	(Tabasi y Aji, 2015)
PLA	Compost	60	30	(Mihai <i>et al.</i> , 2014)
PLA/PFF/ almidón (80/5/15 %)	Compost	53	60	(Ahn <i>et al.</i> , 2011)
PLA/madera blanda (70/30 %)	Compost	40	30	(Mihai <i>et al.</i> , 2014)
PHA	Suelo/Compost (90/10 %)	40-50	15	(Arcos-Hernandez <i>et al.</i> , 2012)
PHB	Compost	79.9	110	(Weng <i>et al.</i> , 2011)
PHB	Compost	80	28	(Tabasi y Aji, 2015)
Bioplástico de almidón de patata	Compost	85	90	(Javierre <i>et al.</i> , 2015)
Materbi (MB) (60% almidón + 40% resina)	Compost	26.9	72	(Mohee <i>et al.</i> , 2008)
Nylon 4	Compost	100	120	(Hashimoto <i>et al.</i> , 2002)
PBS	Compost	90	160	(Anstey <i>et al.</i> , 2014)
PBS/ harina de soja (75/25 %)	Compost	90	100	(Anstey <i>et al.</i> , 2014)
PBS/ harina de colza (75/25 %)	Compost	90	100	(Anstey <i>et al.</i> , 2014)
PBS/ harina de gluten de maíz (75/25 %)	Compost	90	100	(Anstey <i>et al.</i> , 2014)
PBS/ brotes de hierba (75/25 %)	Compost	90	170	(Anstey <i>et al.</i> , 2014)

Tabla 1. Biodegradación de bioplásticos en ambientes terrestres (continuación)

Tipo de plástico	Tipo de ambiente	% Biodegradación	Período de biodegradación (días)	Referencia bibliográfica
PCL	Compost	38	6	(Nakasaki <i>et al.</i> , 2006)
PLA	Suelo	10	98	(Wu, 2012)
PLA (en polvo)	Suelo	13.8	28	(Adhikari <i>et al.</i> , 2016)
PLA/ NPK/ EFB (25/37.5/37.5 %)	Suelo	43	56	(Harmaen <i>et al.</i> , 2015)
PLA/ NPK (63.5/37.5 %)	Suelo	37.4	56	(Harmaen <i>et al.</i> , 2015)
PLA/ fibra de sisal (SP) (60/40 %)	Suelo	> 60	98	(Wu, 2012)
PHB	Suelo	64.3	180	(Jain y Tiwari, 2015)
PHB	Suelo	98	300	(Boyandin <i>et al.</i> , 2013)
PHA	Suelo	35	60	(Wu, 2014)
PHA	Suelo	48.5	280	(Gómez y Michel, 2013)
PHB/ CAB (50/60 %)	Suelo	31.5	180	(Jain y Tiwari, 2015)
PHA/ cáscara de arroz (RH) (60/40 %)	Suelo	> 90	60	(Wu, 2014)
Plástico basado en almidón	Suelo	14.2	110	(Gómez y Michel, 2013)
PBS (films)	Suelo	1	28	(Adhikari <i>et al.</i> , 2016)
PBS(en polvo)	Suelo	16.8	28	(Adhikari <i>et al.</i> , 2016)
PBS/ almidón (films)	Suelo	7	28	(Adhikari <i>et al.</i> , 2016)
PBS/ almidón (en polvo)	Suelo	24.4	28	(Adhikari <i>et al.</i> , 2016)

Tabla 2. Biodegradación de bioplásticos en ambientes marinos

Tipo de plástico	Tipo de ambiente	% Biodegradación	Período de biodegradación (días)	Referencia bibliográfica
PHB	Agua marina	80	14	(Tachibana <i>et al.</i> , 2013)
PHB	Agua marina	99	49	(Thellen <i>et al.</i> , 2008)
PHB	Agua marina	30	90	(Thellen <i>et al.</i> , 2008)
PHBV	Agua marina	99	49	(Thellen <i>et al.</i> , 2008)
PHBV	Agua marina	30	90	(Thellen <i>et al.</i> , 2008)
PHB	Agua marina	58	160	(Volova <i>et al.</i> , 2010)
Nylon 4	Agua marina	80	25	(Tachibana <i>et al.</i> , 2013)
Mater-BI	Agua marina con sedimentos	68.9	236	(Tosin <i>et al.</i> , 2012)
PHB	Aguas salobres	100	56	(Sridewi <i>et al.</i> , 2006)
PHB	Agua fluvial	43.5	42	(Volova <i>et al.</i> , 2007)